



Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer

Møller, Jacob; Fruergaard, Thilde; Riber, Christian; Astrup, Thomas; Christensen, Thomas Højlund

Publication date:
2008

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Møller, J., Fruergaard, T., Riber, C., Astrup, T., & Christensen, T. H. (2008). *Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer*. DTU Miljø, Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer

Jacob Møller
Thilde Fruergaard
Christian Riber
Thomas Astrup
Thomas Højlund Christensen

DTU Miljø,
Institut for Vand og Miljøteknologi
Danmarks Tekniske Universitet

Indholdsfortegnelse

| | |
|--|-----------|
| Forord | 4 |
| Resume | 5 |
| 1 BAGGRUND OG FORMÅL | 17 |
| 2 PROJEKTFORUDSÆTNINGER..... | 19 |
| 3 AFGRÆNSNING OG UDFORMNING AF UNDERSØGELSEN..... | 20 |
| 3.1 AFGRÆNSNING AF UNDERSØGELSEN | 20 |
| 3.1.1 Den funktionelle enhed | 20 |
| 3.1.2 Tidshorisont | 20 |
| 3.1.3 Systemgrænser | 20 |
| 3.1.4 Beskrivelse af scenarier | 21 |
| 3.1.5 Energisubstitution..... | 26 |
| 3.1.6 Affaldsmængder og affaldssammensætning | 34 |
| 3.2 LIVSCYKLUSVURDERINGENS UDFORMNING..... | 37 |
| 3.2.1 Konsekvens LCA | 37 |
| 3.2.2 Allokeringsprocedurer..... | 37 |
| 3.2.3 CO ₂ -kvotesystemet | 38 |
| 3.2.4 Kriterier for udeladelse (og inkludering) af data | 39 |
| 3.2.5 Valg af påvirkningskategorier og metoder til at evaluere miljøpåvirkninger..... | 40 |
| 3.2.6 LCA-modellen EASEWASTE | 41 |
| 3.2.7 Rapportformat | 42 |
| 4 KORTLÆGNING AF LIVSCYKLUS..... | 43 |
| 4.1 BESKRIVELSE AF TEKNOLOGIER SAMT DERES LIVSCYKLUSOPGØRELSE (LCI)..... | 43 |
| 4.1.1 RDF-fyret kulkraftværk..... | 43 |
| 4.1.2 Affaldsforbrændingsanlæg..... | 44 |
| 4.1.3 KBK-anlæg | 44 |
| 4.1.4 Trægenanvendelse | 45 |
| 4.1.5 Forgasning..... | 47 |
| 4.1.6 Biobrændselsfremstilling | 48 |
| 4.1.7 Beskrivelse af eksterne processer samt deres livscyklusopgørelser (LCI)..... | 49 |
| 5 VURDERING AF POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER I DE OPSTILLEDE SCENARIER | 50 |
| 5.1 POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER PER TON AFFALD FORBRÆNDINGSEGNET AFFALD | 51 |
| 5.1.1 Ikke-toksiske påvirkningskategorier | 52 |
| 5.1.2 Toksiske påvirkningskategorier | 56 |
| 5.1.3 Ressourceforbrug..... | 60 |
| 5.1.4 Energibalance i det centrale kulfyrede kraftvarmeværks område | 62 |
| 5.1.5 Kvalitativ og kvantitativ sammenligning af potentielle miljøeffekter..... | 63 |
| 5.1.6 Delkonklusion mht. potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton forbrændingseget affald | 64 |
| 5.2 SAMMENLIGNING AF AFFALDSFORBRÆNDING OG MEDFORBRÆNDING PER TON RDF | 65 |
| 5.2.1 Potentielle miljøpåvirkninger | 66 |
| 5.2.2 Ressourceforbrug..... | 67 |
| 5.3 POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER FORDELT PÅ PROCESSER SOM INDGÅR I TEKNOLOGIERNE | 68 |
| 5.3.1 Affaldsforbrænding per ton forbrændingseget affald | 68 |
| 5.3.2 RDF-fyret kulkraftværk per ton RDF | 71 |
| 6 VURDERING AF ROBUSTHEDEN AF MILJØVURDERINGENS RESULTATER..... | 72 |
| 6.1 FØLSOMHEDSANALYSER | 72 |

| | | |
|----------|---|-----------|
| 6.1.1 | <i>Elvirkningsgrad på dedikeret forbrændingsanlæg</i> | <i>73</i> |
| 6.1.2 | <i>Forbedret Hg-rensning</i> | <i>74</i> |
| 6.1.3 | <i>Kemisk sammensætning af RDF-fraktion</i> | <i>75</i> |
| 6.1.4 | <i>Brændselsfortrængning i Københavnsområder iflg. RAMSES-modellering</i> | <i>77</i> |
| 6.1.5 | <i>Naturgasfyring som marginal elteknologi</i> | <i>79</i> |
| 6.1.6 | <i>Delkonklusion mht. følsomhedsanalyser.....</i> | <i>81</i> |
| 7 | MILJØVURDERINGENS KONSISTENS OG FULDSTÆNDIGHED | 82 |
| 8 | KONKLUSIONER | 83 |
| 9 | REFERENCER | 85 |

Bilag 1: Vurdering af "Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer" ved COWI A/S

Bilag 2: Vurdering af elementer i rapporten "Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer" ved Ea Energianalyse

Forord

Denne rapport indeholder en livscyklusvurdering af affaldsforbrænding og alternativer udført for *affald danmark* af DTU Miljø, Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet.

Livscyklusvurderingen blev udført vha. LCA-modellen EASEWASTE, som er udviklet af DTU Miljø til miljøvurdering af affaldssystemer.

Livscyklusvurderingen er så vidt muligt blevet udført i overensstemmelse med principperne for LCA, som beskrevet i DS/EN ISO-standard 14044.

Livscyklusopgørelser (LCI'er) over samtlige teknologier og processer, som indgik i modelleringen, kan findes i en selvstændig bilagsrapport.

Projektet blev udført i perioden november 2007 til juni 2008 af en projektgruppe fra DTU Miljø bestående af følgende personer:

Jacob Møller
Thilde Fruergaard
Christian Riber
Thomas Astrup
Thomas Højlund Christensen

Juni 2008

Jacob Møller

Resume

Baggrund

Affaldsmængderne i det danske samfund er stigende og sammenholdt med, at en række affaldsforbrændingsanlæg nærmer sig slutningen af deres levetid, er der behov for at vurdere de potentielle miljømæssige konsekvenser af fremtidige strategiske beslutninger vedr. forbrændingseget affald. Disse beslutninger kunne inkludere udbygning af forbrændingskapaciteten og/eller en satsen på andre metoder til energiudnyttelse af affald, f.eks. medforbrænding på centrale kulfyrede kraftvarmeverker eller biogasproduktion. På den baggrund har DTU Miljø for *affald danmark* udført en livscyklusbaseret miljøvurdering (LCA) af behandling og håndtering af forbrændingseget affald i Danmark.

Proces

Miljøvurderingen blev fulgt af en projektgruppe i *affald danmark*'s regi, der omfattede repræsentanter fra DONG Energy samt de fire kommunale medlemmer, der driver dedikerede forbrændingsanlæg. Desuden blev projektet fulgt af Energistyrelsen og Miljøstyrelsen, hvor især Energistyrelsen har bidraget med supplerende analyser af energiscenarier.

I projektets sidste fase blev der gennemført en kvalitetssikring ved konsulentfirmaerne Ea Energianalyse vedr. energiscenarier og COWI vedr. selve livscyklusvurderingen. Begge firmaer har udarbejdet et notat med de relevante kommentarer, som offentliggøres som bilag til rapporten.

Formål

Projektets formål er en vurdering af de miljømæssige konsekvenser ved energiudnyttelse af dansk forbrændingseget affald ved følgende teknologier: Dedikeret affaldsforbrænding, medforbrænding på kraftværker, en kombineret biogas/komposteringsproces (KBK), termisk forgasning og produktion af biobrændsler. De to sidste teknologier er endnu i udviklingsfasen, og der har ikke været tilstrækkelige data til en egentlig miljøvurdering. De er derfor blot kort beskrevet i rapporten. De resterende tre teknologier blev vurderet vha. et antal scenarier, som alle leverer sammen ydelse, dvs. projektets funktionelle enhed:

Behandling af 1 ton forbrændingseget affald, som det modtages på et dedikeret forbrændingsanlæg

Livscyklusvurderingens udformning

Miljøvurderingen blev udført som en konsekvens-LCA, dvs. der modelleredes konsekvenserne af en ændring, i dette tilfælde behandling af en ekstra mængde affald. Vurderingen er baseret på UMIP-metoden, og LCA-modellen EASEWASTE (udviklet af DTU Miljø) blev anvendt til selve modelleringen.

Miljøvurderingen tager udgangspunkt i 2012, hvor et evt. nyt forbrændingsanlæg tidligst vil kunne tages i brug. Behandlingsteknologierne blev som udgangspunkt beskrevet ved eksisterende data fra 2005 dog med nyere data, hvor det muligt – f.eks.

forbrændingsanlæggets energieffektivitet. Data blev leveret af *affald danmark* samt Energinet.dk. Desuden blev der indhentet data via grønne regnskaber for en række kraftvarmeværker. Alle data benyttet i modelleringen har i løbet af projektet været forelagt for og er tiltrådt af *affald danmark*s projektgruppe.

Vurderingen tager udgangspunkt i et moderne forbrændingsanlæg, som det kan forventes at blive bygget i dag med høj energieffektivitet (22 % el og 73 % varme). Desuden forudsættes, at medforbrænding sker på eksisterende kraftværker, hvor RDF fraktionen erstatter kul. Miljøvurderingen af medforbrændingsscenariet blev gennemført med to forskellige typer røggasrensning, våd og semi-tør. Der refereres i det følgende kun til våd røggasrensning, som er den mest almindelige teknologi, idet forskellen imellem de to metoder var minimal miljømæssigt set. KBK-processen generer biogas, som vha. en gasmotor på anlægget producerer el og varme. Desuden fremstilles kompost, som ved anvendelse på jord antages at substituere kunstgødning.

Systemafgrænsning

Miljøvurderingen omfatter som udgangspunkt alle de processer og substituerede processer, der berøres af en ændring i det nuværende system. Vurderingen omfatter den energiproduktion, der substitueres, og miljøpåvirkninger forbundet med produktion af det brændsel der substitueres (f.eks. kulbrydning). For de vurderede teknologier er medtaget energiforbrug og emissioner forbundet med både selve processen samt eventuel nødvendig forbehandling og øget transport.

Restprodukter fra forbrænding og medforbrænding er ikke inddraget. De forskellige scenarier kan medføre ændringer i sammensætning af slagge og røggasaffald fra forbrændingsanlæg og flyveaske fra kraftværker. Men det vurderes, at miljøpåvirkninger herfra vil være marginale set i forhold til de øvrige processer. Det forudsættes desuden, at restprodukterne kan anvendes som hidtil.

For KBK-processen er inddraget anvendelse, transport og produktion af den kunstgødning, som komposten substituerer. For genanvendelse af træ (en del af medforbrændingsscenarierne) er det forudsat, at det jomfruelige træ, som erstattes i spånpladeproduktion, i stedet kan anvendes som brændsel i et kraftvarmeværk.

Scenarier, energisubstitution og affaldssammensætning

Miljøvurderingen består af fire hovedscenarier, som alle har en række underscenarier, idet der er modelleret tre forskellige varmeoplande for substitution af varmeproduktionen:

Scenarium 1: Forbrænding på dedikeret forbrændingsanlæg

1 ton forbrændingseget affald behandles på et dedikeret forbrændingsanlæg uden forbehandling.

Scenarium 2: Medforbrænding

Erhvervsaffald og storskrald leveres til et sorteringsanlæg, hvor der udsorteres en RDF-fraktion (RDF: Refused Derived Fuel), der derefter neddeles og medforbrændes på et kulfyret kraftværk som direkte erstatning for kul. Kraftværkets produktionsmønster ændres ikke, idet RDF-fraktionen kan lagres ligesom kul. På sorteringsanlægges udsorteres desuden en mindre mængde træaffald, som

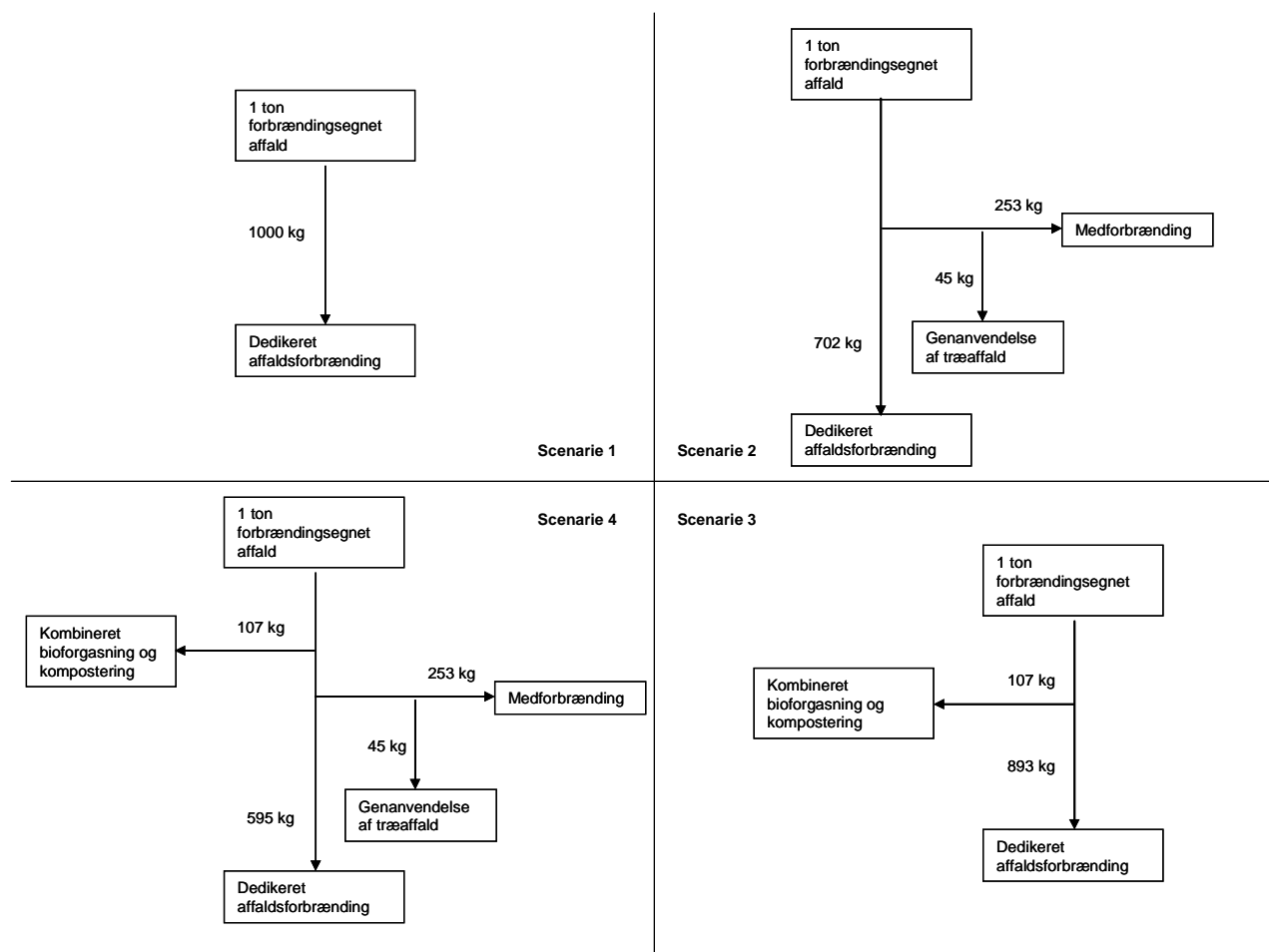
genanvendes til spånpladeproduktion. Miljøkonsekvenserne af denne genbrugsproces godskrives udelukkende medforbrændingsscenarierne. Det resterende affald forbrændes på et dedikeret forbrændingsanlæg.

Scenarium 3: Kombineret bioforgasning og kompostering (KBK-proces)

Dagrenovationsandelen af det forbrændingsegnete affald kildesorteres, således at den biologisk nedbrydelige del udnyttes til biogas- og kompostproduktion vha. KBK-processen. Det resterende affald forbrændes på et dedikeret forbrændingsanlæg.

Scenarium 4: Kombination af scenarium 2 og 3

RDF-fraktionen medforbrændes og træaffald genanvendes. Dette kombineres med kildesortering af den biologisk nedbrydelige del af dagrenovationen til KBK-processen. Det resterende affald forbrændes på et dedikeret forbrændingsanlæg.



Figur 1. De fire hovedscenarier med tilhørende massestrømme.

Som det ses af figur 1, leverer de fire scenarier den samme ydelse - behandling af 1 ton forbrændingseget affald - hvorved det bliver muligt at sammenligne miljøkonsekvenser af at indføre teknologier, som behandler forskellige affaldsfraktioner indeholdt i det forbrændingsegnete affald. Denne tilgang er ligeledes nødvendig ved sammenligning af alternative behandlinger af den samme affaldsfraktion, idet udsortering af f.eks. RDF til medforbrænding resulterer i en lavere brændværdi for restaffaldet, hvilket har konsekvenser for forbrændingsanlæggenes energiproduktion.

Energisubstitution

De valgte scenariers indpasning i energisystemet er afgørende for miljøvurderingen. Det gælder især el-produktionen, der pålignes en væsentlig større andel af miljøbelastningen på et kraftvarmeværk end varmeproduktionen (Energikvalitetsmetoden).

El-produktion fra affaldet antages at substituere *marginal* el produceret på et centralt, kulfyret kraftvarmeværk i Danmark. Analogt antages det, at manglende el (i det decentrale område og Københavnsområdet) skal erstattes af samme type marginal el. På kort sigt (10 år) vurderes det, at det vil være de kulfyrede kraftværker, som responderer på ændringer i efterspørgslen. På længere sigt vurderes naturgas at være den marginale ressource til el-produktion. I nærværende projekt vurderes det, at biomasse ikke vil blive presset ud af systemet, idet kraftværkerne er forpligtigede til at lade en vis andel af brændslerne være biomasse.

Der er ikke foretaget en selvstændig analyse af, hvordan affaldsbaseret energi på lang sigt vil kunne indgå i det markedsbaserede energisystem i Danmark, hvor affaldsenergi kan tænkes at substituere et miks af forskellige brændsler. Resultaterne, som bygger på det lidt kortere tidsperspektiv anvendt i denne rapport, blev sammenholdt med en modellering af energisystemet i 2012 vha. Energistyrelsens analysemodel RAMSES. Disse resultater var ikke væsentligt forskellige fra antagelserne om energisystemet gjort i denne rapport, idet kul også i RAMSES modelleringen var en væsentlig marginal energikilde. I følsomhedsanalysen modelleredes marginal el som naturgasbaseret i stedet for kulbaseret.

Varmesubstitution er meget afhængig af forbrændingsanlæggets geografiske beliggenhed, idet det danske fjernvarmenet ikke er én sammenhængende enhed, men består af hundredvis af små lokale net. Her er valgt at vurdere tre principielt forskellige tilfælde af varmesubstitution, defineret ud fra den type værk, som den affaldsbaserede varme substituerer:

- Centralt, kulfyret kraftvarmeværk
- Decentralt, naturgasfyret kraftvarmeværk
- Københavnsområdet (forskellige kraftvarmeværker og brændsler)

De tre områder er valgt for at vise spændvidden i miljøvurderingen. Det understreges, at de er inddraget som eksempler på forskellige systemer, og det er derfor de principielle konklusioner, der bør lægges vægt på og ikke en konkret vurdering af de berørte områder.

Affaldssammensætning

Udgangspunktet - 1 ton forbrændingsegnet affald - omfatter dagrenovation, storskrald og erhvervsaffald, der i dag typisk forbrændes. Det er desuden forudsat, at genanvendeligt affald er udsorteret. Der findes ikke affaldsanalyser af det erhvervsaffald, der leveres til forbrænding. Det forbrændingsegne affalds sammensætning er derfor beskrevet via kendte data for dagrenovation (48 materialefraktioner), forbrændingstest udført af DTU Miljø i anden sammenhæng samt estimerede data for erhvervsaffald baseret på forsøg med sortering af RDF udført på NOMI's anlæg.

Udsortering af RDF eller bioaffald medfører forskellige affaldssammensætninger af både det udsorterede affald og det restaffald, der leveres til forbrænding. Det gælder også brændværdien. Det forbrændingsegnete affald er modelleret med en brændværdi på 10,8 GJ/ton, mens den udsorterede RDF-fraktion har en brændværdi på 16,5 GJ/ton. Det medfører en reduktion i restaffaldets brændværdi til 8,4 GJ/ton. Modsat vil udsortering af bioaffald med lav brændværdi - 4,3 GJ/ton - medføre en forøgelse af restaffaldets brændværdi til 11,6 GJ/ton.

Hvis medforbrænding udnyttes fuldt ud for 25 % af det forbrændingsegnete affalds vedkommende (som forudsat i scenarium 2 og 4) vil forbrændingsanlæggene dermed skulle håndtere affald med en væsentlig lavere brændværdi. Det modvirkes af en stigende tendens for det forbrændingsegnete affalds brændværdi.

Data for affaldets sammensætning omfatter ligeledes den fossile andel af kulstof i affaldet, der estimeres til at udgøre 32 % af den samlede kulstofmængde, hvilket svarer til en specifik fossil CO₂-emissionsfaktor for forbrændingsegnet affald på 34 kg/GJ. Det er betydelig mere end Energistyrelsen pt. forudsætter. Den totale mængde fossilt CO₂ fra affaldet er dog ens i alle scenarier, og det påvirker derfor ikke den indbyrdes sammenligning mellem scenarierne, men den absolutte emission af CO₂ bliver større end ved anvendelse af Energistylens tal. RDF forudsættes at have en specifik fossil CO₂-emissionsfaktor på 37 kg/GJ, mens organisk affald kun indeholder spormængder af fossilt kulstof fra forureninger. Til sammenligning er den fossile CO₂-emissionsfaktor for kul 95 kg/GJ og for naturgas 57 kg/GJ.

Resultater

Varmeoplandets betydning

Miljøvurderingen viser, at det har stor betydning, hvordan affaldsvarmen erstatter anden varmeproduktion i et lokalt fjernvarmesystem, idet en stor del af de emissioner, som leder til afgørende miljøforskelle, ikke stammer direkte fra behandlingsteknologierne, men derimod fra den energiproduktion som påvirkes ved energiproduktion på affald.

En afgørende faktor er, om affaldsvarmen erstatter varme fra et såkaldt *udtagsværk* – eller fra et *modtrykswerk*. Et udtagsværk kan regulere forholdet mellem el- og varmeproduktion og dermed opretholde elproduktionen ved mindre behov for fjernvarme. Det samme er ikke tilfældet på et modtrykswerk. Her er forholdet mellem el- og varmeproduktion konstant, hvilket betyder at værket må nedsætte elproduktionen ved mindre fjernvarmebehov. Den manglende el skal erstattes, og det forudsættes her at ske vha. marginal kulbaseret el.

Der er foretaget miljøvurdering af de fire scenarier med forbrændingsanlægget beliggende i tre forskellige varmeoplande. Affaldsvarmens betydning er som nævnt meget forskellig i de tre oplande, hvilket resulterer i forskellige resultater for dedikeret forbrænding. Dette har ikke kun betydning for scenariet med 100 % affaldsforbrænding, men smitter også af på de øvrige scenarier, hvor forbrænding i alle tilfælde indgår som behandlingsmetode for restaffaldet.

For dedikeret forbrænding er det miljømæssigt set bedst at forbrænde affaldet på et forbrændingsanlæg placeret i det centrale kulfyrede kraftvarmeværksområde. Her medfører den øgede produktion af affaldsvarme et mindre behov for varme fra udtagskraftværket, som dermed kan overgå til en mere effektiv el-produktion med deraf følgende reduceret forbrug af kul. Det forudsættes her, at kraftvarmeværket kører i udtagsdrift.

Det modsatte er tilfældet i et naturgasfyret kraftvarmeområde, hvor tilstedeværelsen af varme fra forbrændingsanlægget resulterer i mindre varmeproduktion på det decentrale modtryksværk. Dette medfører en tilsvarende mindre naturgasbaseret elproduktion, som skal erstattes af elproduktion på et andet værk, ofte et kulfyret kraftværk. Dermed fremstår dedikeret affaldsforbrænding i dette område miljømæssigt set væsentligt dårligere end medforbrænding og KBK-processen.

Københavnsområdet repræsenterer en mellemtung mellem det centrale og decentrale system, hvor varmenettet forsynes af både kul-, naturgas- og biomassebaserede værker med forskellige driftsformer. Den komplekse forsyningsstruktur gør dette område særligt usikkert at vurdere, og der er da også gennemført en følsomhedsanalyse baseret på Energistyrelsens modellering af brændselsfortrængningen i dette område – se afsnit 6.1.4 i rapporten.

I det følgende præsenteres resultaterne for de tre hovedscenarier, hvor forbrændingsanlægget tænkes placeret i et centralt kulfyret kraftvarmeværks område, som er den miljømæssigt set mest optimale placering. Det bemærkes, at denne optimale placering ikke altid vil være muligt, og der henvises til selve rapporten for en miljøvurdering af alternativerne. Scenarie 4, der er en kombination af medforbrænding og KBK-processen, er udeladt for overskuelighedens skyld.

Energibalance for tre scenarier

Energibalance for de tre scenarier fremgår af tabel 1. Energiforbrug og substitutioner er omregnet til primær energi og baseret på 1 ton forbrændingsegnet affald.

Tabel 1. Energiregnskab for scenarie 1, 2 og 3 med forbrændingsanlægget placeret i det centrale område. Enhed: MJ primært brændsel/ton forbrændingsegnet affald.

| Input: 1 ton forbrændingsegnet affald | Forbrænding på dedikeret forbrændingsanlæg | Medforbrænding på kulkraftværk + forbrænding af restaffald | KBK-processen + forbrænding af restaffald |
|---------------------------------------|--|--|---|
| Transport | 0 | 15 | 9 |
| Forbehandling | 0 | 637 | 3 |
| El | -6.547 | -3.575 | -6.280 |
| Varme | -3.839 | -2.096 | -3.682 |
| Kul | 0 | -4.175 | 0 |
| Trægenanvendelse (sparet fuelolie) | 0 | -375 | 0 |
| Trægenanvendelse (energiproduktion) | 0 | -464 | 0 |
| Biogas (el- og varmeproduktion) | 0 | 0 | -361 |
| Udbringning på jord | 0 | 0 | 1 |
| Substitution af kunstgødning | 0 | 0 | -9 |
| Total | -10.386 | -10.032 | -10.319 |

Ved dedikeret forbrænding og ved biogasproduktion spares el- og varmeproduktion fra andre anlæg. Det gælder alle scenarier. For KBK-processens vedkommende spares der også en mindre mængde energi ved substitution af kunstgødningsfremstilling. Medforbrænding af RDF medfører ikke øget el- og varmeproduktion, men der spares til gengæld det kul, som RDF-fraktionen erstatter direkte. Genanvendelse af træ sparer desuden råtræ, der i stedet kan anvendes til energiproduktion. Derudover medfører brug af tørt affaldstræ, at der ved spånpladeproduktionen spares en energitung tørring af råtræ (sparet fuelolie).

Det er især energiproduktionen og den resulterende energisubstitution, der har betydning for miljøvurderingens resultat. I tabellen ses, at for alle tre scenarier er størrelsen af de energiforbrugende processer minimal i forhold til den energimængde, der produceres. Kun forbehandling af affaldet i medforbrændingsscenariet spiller en vis rolle og er medvirkende til, at energibalancen for dette scenarie er marginalt dårligere end i de to andre scenarier. Det fremgår ligeledes af tabellen, at substitution af el spiller en væsentlig rolle, hvilket skyldes allokering efter energikvalitetsmetoden. Her bliver el miljømæssigt set dyr i forhold til varme.

Forskellen mellem scenarie 1, forbrænding på dedikeret forbrændingsanlæg, og scenarie 3, kompostering og bioforgasning af affaldets organiske del, er minimal. Det skyldes især, at den del af affaldet der udsorteres til KBK-processen kun udgør ca. 10 % af det forbrændingsegnet affald. Endvidere opvejes forskellen af, at brændværdien stiger i restaffaldet samt at den genererede biogas anvendes til el- og varmeproduktion.

Potentielle miljøpåvirkninger

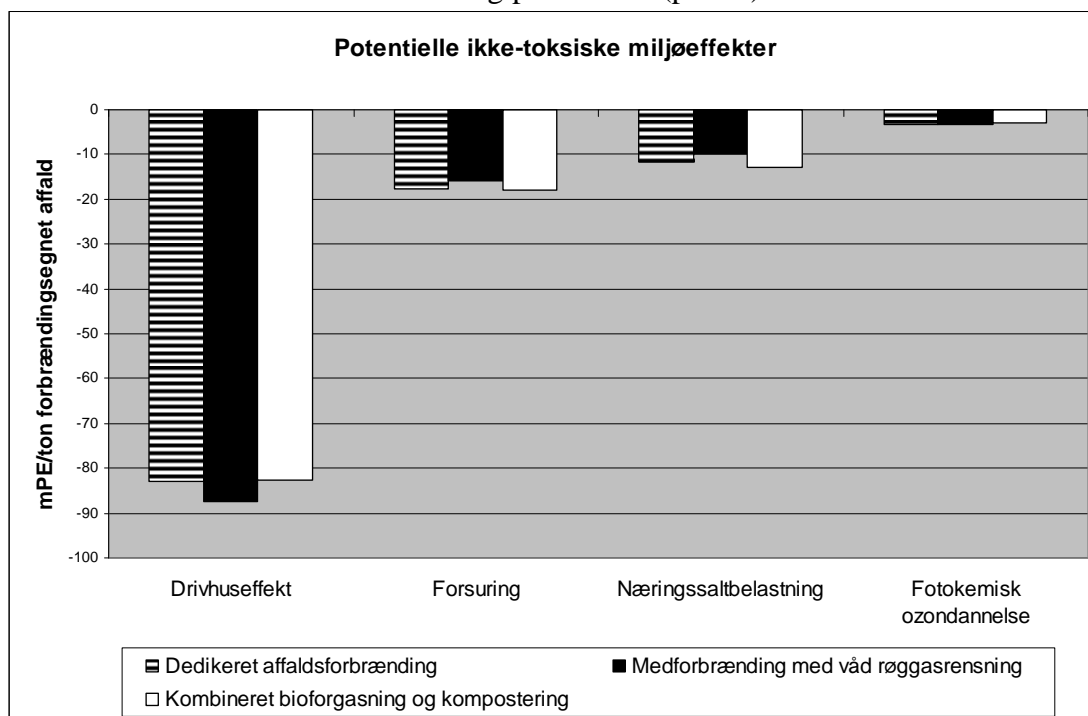
Der blev beregnet potentielle miljøpåvirkninger i ni forskellige påvirkningskategorier. Fire såkaldte ikke-toksiske kategorier: drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning og fotokemisk ozondannelse, der primært er forbundet med emissioner af CO₂, SO₂, NO_x, VOC og metan, samt fem toksiske påvirkningskategorier: økotoksicitet i vand og jord og humantoksicitet via luft, vand og jord, der er forbundet med bl.a. emissioner af tungmetaller (for en nærmere beskrivelse af påvirkningskategorierne se afsnit 3.2.5).

De potentielle miljøpåvirkninger er angivet som millipersonækvivalenter (mPE) per ton forbrændingsegnet affald, idet emissioner fra affaldsbehandlingen er normeret i forhold til den gennemsnitlige emission fra 1/1000 person i et år. Numerisk positive værdier er resultat af nettoemissioner fra affaldsbehandlingen, mens numerisk negative værdier skyldes nettoemissionsbesparelser i forhold til det substituerede system.

Det gøres opmærksom på, at resultater i de ikke-toksiske påvirkningskategorier traditionelt betragtes som mere velunderbyggede, og derfor bør tillægges mere vægt end de toksiske påvirkningskategorier. Dette skyldes til dels generel konsensus om beregningsmetoder for drivhuseffekt, forsuring etc., samt det forhold, at datagrundlaget for at vurdere toksicitet er væsentligt mere usikkert.

Ikke-toksiske påvirkningskategorier

I figur 2 er vist de potentielle miljøpåvirkninger i de ikke-toksiske påvirkningskategorier for de tre hovedscenarier. I alle scenarier medfører energiudnyttelse af den øgede affaldsmængde nettoemissionsbesparelser, fordi den erstatter anden mere forurenende energiproduktion (på kul).



Figur 2: Potentielle ikke-toksiske miljøeffekter ved placering af forbrændingsanlægget i et centralt kulfyret kraftvarmeværks område.

Som det ses af figur 2, er der en væsentlig nettoemissionsbesparelse i påvirkningskategorien potentiel drivhuseffekt i alle 3 hovedscenarier. Det skyldes, at der spares fossile brændsler ved øget energiproduktion fra affald – uanset om det sker ved dedikeret affaldsforbrænding som i scenarie 1, eller en del af affaldet medforbrændes eller behandles på et KBK-anlæg. Det samme er tilfældet med forsuring, næringssaltbelastning og fotokemisk ozondannelse, idet affaldsbehandlingen i alle scenarier erstatter energiproduktion på kul, som ville medføre større emissioner, der bidrager til disse påvirkningskategorier.

Medforbrændingsscenariet har en lidt større nettoemissionsbesparelse i kategorien drivhuseffekt end de to andre scenarier – men samtidig en lidt mindre nettoemissionsbesparelser i forbindelse med de øvrige effekter. Det første skyldes primært, at RDF-fraktionen ved indfyring på kulfyrede kraftværker antages at erstatte kul i forholdet 1:1. Forbrændingsanlæggets samlede energieffektivitet er lavere – især hvad angår el-effektiviteten. Men det opvejes af, at energien fra dedikeret forbrænding substituerer meget brændselstung marginal energiproduktion (kul). Desuden bidrager trægenanvendelse til spånpladefremstilling (som kun forekommer i forbindelse med medforbrænding) til emissionsbesparelser pga. sparet fuelolie til tørring af råtræ.

Røggasrensning for SO₂ er mindre effektiv ved RDF-fyring på kraftværker end ved dedikeret affaldsforbrænding, hvilket leder til marginalt mindre nettoemissionsbesparelser for forbrændingsscenariet i påvirkningskategorien

forsuring. Mht. næringssaltbelastning er billedet mere kompliceret, idet forskellene bl.a. skyldes underliggende processer.

Dedikeret affaldsforbrænding og KBK-scenariet udviser stort set samme miljøresultater. KBK-scenariet medfører dog en lidt større nettoemissionsbesparelse inden for forsuring og næringssaltbelastning end de to øvrige behandlingsmetoder. Det skyldes, at kompost fra KBK-processen erstatter en vis mængde kunstgødning og dermed forurenende processer relateret til fremstilling heraf.

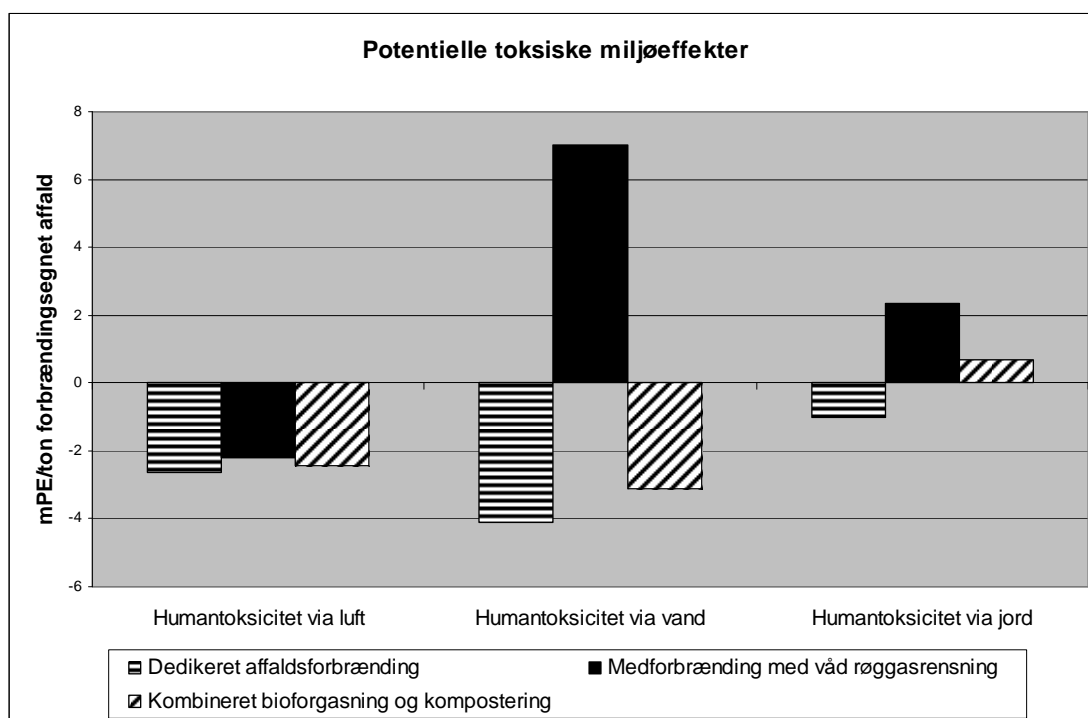
Overordnet set er der dog kun marginale forskelle mellem de tre scenarier. Forskellene er så små, at scenarierne – uden at der er foretaget en egentlig statistisk usikkerhedsanalyse - vurderes til at være miljømæssigt set ligeværdige inden for disse påvirkningskategorier.

Forskellene mellem scenarierne påvirkes af, at miljøvurderingen bygger på behandling af 1 ton forbrændingseget affald, hvorfor alle scenarier omfatter dedikeret forbrænding af 60 % af affaldet eller mere. Hvis man i stedet vurderer teknologierne direkte mod hinanden, f.eks. medforbrænding og dedikeret forbrænding af 1 ton RDF vil forskellen være omkring fire gange så stor (se figur 5.13, side 66), men som nævnt tidligere giver denne sammenligning ikke et fuldstændigt billede af disse teknologiers samlede påvirkning af affaldssystemet.

Toksiske påvirkningskategorier

Figur 3 viser de beregnede potentielle miljøeffekter, hvad angår humantoksicitet via luft, vand og jord. Potentiel økotoksicitet i jord og vand er udeladt fra figuren. I første tilfælde fordi effekten i alle scenarier var mindre end 0,01 mPE per ton forbrændingseget affald, og i det andet tilfælde, fordi datagrundlaget for et antal underliggende processer er så usikker, at der ikke bør lægges stor vægt på resultaterne i denne påvirkningskategori.

Figur 3 viser en relativ stor forskel mellem scenarierne, hvad angår og humantoksicitet via vand. Mht. humantoksicitet via vand medfører dedikeret forbrænding og KBK-scenariet begge en nettoemissionsbesparelse, mens medforbrændingsscenariet medfører nettoemissioner. Det skyldes primært kviksølvindhold i såvel RDF-fraktionen som restaffaldet. Der er forudsat, at kviksølvindholdet i RDF er lavt i forhold til det samlede indhold i forbrændingseget affald, men da røggasrensning for dette stof er langt mere effektivt på dedikerede forbrændingsanlæg, leder det til en større kviksølvemission i medforbrændingsscenariet. Miljøfordelen ved KBK-scenariet skyldes ligeledes den effektive rensning på forbrændingsanlægget – idet der forudsættes at være en meget lille andel kviksølv i det organiske affald, der leveres til biogas/kompostering.



Figur 3: Potentielle toksiske miljøeffekter ved placering af forbrændingsanlægget i et centralt kulfyret kvæftvarmeværks område.

Følsomhedsanalyse

Foruden selve miljøvurderingen blev der gennemført en række følsomhedsanalyser for at undersøge miljøvurderingens robusthed overfor ændringer i projektets forudsætninger. Følsomhedsanalyserne omfatter dels ændringer i forbindelse med teknologiudformning og affaldssammensætning, dels systemrelaterede ændringer mht. energisubstitution og valg af marginal elteknologi. Der blev gennemført analyser baseret på at:

- forbrændingsanlæggets elvirkningsgrad sænkes
- forbrændingsanlæggets røggasrensning mht. kviksølv forbedres
- tungmetallindholdet i RDF-fraktionen øges
- energisubstitution i Københavnsområdet ændres
- naturgasbaseret elproduktion udgør den marginale elteknologi

Scenarie 1, dedikeret affaldsforbrænding, bliver miljømæssigt set lidt dårligere, når anlæggets elvirkningsgrad reduceres med 1/10 fra 22 til 20 %. Da mange af påvirkningskategorierne er energirelaterede medfører det, at forskellen mellem scenarierne mindskes, men det relative forhold mellem scenarie 1 og 2 opretholdes i samtlige påvirkningskategorier, hvilket viser at miljøvurderingen er robust overfor små ændringer i forbrændingsanlæggets energieffektivitet.

Med en forbedret rensning for kviksølv på det dedikerede forbrændingsanlæg svarende til det bedst opnåelige, forøges forskellen væsentligt mellem dedikeret affaldsforbrænding og medforbrændingsscenariet i den toksiske påvirkningskategori human toksicitet via vand. Det demonstrerer, at der bør være fokus på røggasrensning.

En tilsvarende effekt fås, hvis tungmetalindholdet i RDF-fraktionen i stedet fordobles. Her bliver medforbrændingsscenariet ligeledes miljømæssigt væsentlig dårligere end forbrændings- og KBK-scenariet mht. potentiel humantoksicitet via vand. Følsomhedsanalysen understreger, at det er vigtigt at sikre en effektiv sortering af RDF-fraktionen for at undgå toksiske miljøeffekter.

Følsomhedsanalysen med ændret energisubstitution i Københavnsområdet blev udført i forlængelse af Energistyrelsens RAMSES-modellering. Ved anvendelse af Energistyrelsens vurdering af brændselsfortrængning resulterede følsomhedsvurderingen i bedre miljøresultater for såvel forbrændingsscenariet som medforbrændingsscenariet i næsten alle påvirkningskategorier i Københavnsområdet (figur 6.4, side 77). I de fleste tilfælde ændrede det ikke på det relative forhold mellem de to scenarier, udover at resultaterne kom tættere på resultaterne for forbrænding i det centrale kraftværksområde. Det understreger, at miljøvurderingen er følsom over for udformningen af de varmesystemer, som forbrændingsanlægget forudsættes placeret i.

Følsomhedsvurderingen med naturgasbaseret marginal el i stedet for kulbaseret viser en forholdsmæssig større nettoemissionsbesparelse i kategorien drivhuseffekt ved medforbrænding end for de øvrige scenarier. Det skyldes, at naturgas som brændsel frigør mindre CO₂ pr energienhed end kul. Det påvirker godskrivningen af substitution af el-produktionen fra forbrændingsanlæg og KBK-processen, men ikke fra kraftværkerne, hvor affaldet erstatter kul direkte. Det relative forhold mellem scenarierne ændredes i en række påvirkningskategorier, og selvom de absolutte størrelser af påvirkninger var små, understreger det, at miljøvurderingen er følsom for valg af marginal elteknologi.

Samlede konklusioner

Baseret på en miljøvurdering udført vha. LCA-modellen EASEWASTE af behandling af 1 ton forbrændingsegnet affald ved affaldsforbrænding og alternativer kan der drages følgende hovedkonklusioner:

- Med miljømæssigt set optimal udnyttelse af varmen fra dedikeret forbrænding, er dedikeret affaldsforbrænding, medforbrænding samt KBK-behandling i store træk miljømæssigt ligeværdige alternativer.
- Resultaterne viser en marginalt større miljøforbedring mht. drivhuseffekten ved medforbrænding end de øvrige alternativer, mens dedikeret forbrænding og KBK-scenariet medfører en marginalt større miljøforbedring vedr. forsuring, næringssaltbelastning og humantoksicitet via vand.
- Effektiv sortering af RDF-fraktionen for at undgå tungmetaller er vigtig for at reducere forurening fra medforbrænding set i forhold til dedikeret forbrænding.
- Hvis varmen fra et forbrændingsanlæg ikke udnyttes miljømæssigt optimalt, eller hvis forbrændingsanlæggets elproduktion antages at substituere naturgasbaseret elproduktion i stedet for kulbaseret forøges miljøforskellene

mellem scenarierne med fordel til medforbrænding – især hvad angår potentiel drivhuseffekt.

1 Baggrund og formål

Affaldsmængderne i det danske samfund er stigende og sammenholdt med, at en række affaldsforbrændingsanlæg nærmer sig slutningen af deres levetid, er der behov for at vurdere de potentielle miljømæssige konsekvenser af fremtidige strategiske beslutninger i affaldssektoren. Udover øget genanvendelse står valget også mellem teknologier, der inkluderer energiindvinding og derved kan medføre besparelse af fossile brændsler. Dette kan opnås ved udbygning af forbrændingskapaciteten og/eller en satsen på andre alternative behandlingsformer med energiindvinding f.eks. medforbrænding af affald på centrale kulfyrede kraftvarmeværker.

På den baggrund har DTU Miljø for *affald danmark* udført en livscyklusbaseret miljøvurdering af behandling og håndtering af forbrændingsegnet affald i Danmark. Det blev valgt, at eksisterende udbredte genbrugsordninger f.eks. indsamling af genbrugsegnet papiraffald ikke skulle indgå i vurderingen, og forbrændingsegnet affald blev derfor i dette projekt defineret som svarende til det gennemsnitsaffald, der ankommer til et forbrændingsanlæg.

Projektets formål var en vurdering af de miljømæssige konsekvenser ved behandling og håndtering af dansk forbrændingsegnet affald ved en række teknologier, der alle inkluderer energiindvinding:

1. Forbrænding på et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg
2. Medforbrænding af en udsorteret RDF¹-fraktion på centrale kulfyrede kraftvarmeværker
3. Biologisk behandling af en udsorteret organisk affaldsfraktion ved kombineret biogas- og kompostproduktion

Det var oprindeligt hensigten at inkludere forgasning af affald samt fremstilling af biobrændsler i miljøvurderingen, men mangel på relevante data gjorde, at disse teknologier kun er behandlet kvalitativt og ikke indgår i miljøvurderingen.

Projektet bygger på et arbejde hos *affald danmark* omkring vurdering af eksisterende forbrændingskapacitet, forventet udvikling i affaldsmængder, samt konkrete varmemarkeder. Miljøvurderingen tager udgangspunkt i et tænkt "nyt" forbrændingsanlæg, og inddrager opstrømskonsekvenser i affaldssystemet (f.eks. undgået håndtering af affaldet andetsteds i systemet, kildesortering og forbehandling), samt konsekvenser direkte relateret til teknologien (f.eks. emissioner, energiproduktion og energisubstitution).

Miljøvurderingen er udført som en livscyklusvurdering (LCA) i henhold til UMIP-metoden (Wenzel et al., 1997) og med udgangspunkt i eksisterende affaldsrelateret litteratur og forskning. Miljøvurderingen blev desuden så vidt muligt udført i overensstemmelse med ISO-standard 14044, som beskriver krav til

¹ Refuse Derived Fuel, dvs. affaldsbaseret brændsel

livscyklusvurderinger bl.a. med hensyn til gennemsigthed og fortolkning af resultater.

Miljøvurderingen gennemførtes ved at opstille en livscyklusmodel af det danske affaldssystem i LCA-modellen EASEWASTE i henhold til en række definerede scenarier. Modellen, som er udviklet af DTU Miljø, medtager hele affaldsmængden, dvs. både husholdnings- og erhvervsaffald af relevans for vurderingen, og bygger på en materialespecifik analyse, hvor f.eks. miljøkonsekvenser af valg omkring udsortering og behandling af enkelte affaldsfraktioner inddrages i modellen.

Følgende kritiske aspekter i miljøvurderingen tillagdes ekstra fokus: sammensætningen af affaldet, de vurderede teknologiers emissioner samt teknologiernes indpasning i fjernvarmesystemerne og deraf følgende energisubstitutionsprofiler. På disse områder bygger miljøvurderingen på data leveret af *affald danmark*: DTU Miljø's rolle mht. dataindsamling bestod i at opstille LCI'er (livscyklusopgørelser) for teknologierne på basis af disse data samt inddrage eksisterende databaser til at beskrive eksterne processer, som havde betydning for systemerne.

2 Projektforudsætninger

I en livscyklusvurdering (LCA) er de opstillede forudsætninger for gennemførelse af undersøgelsen af afgørende betydning for resultaterne; derfor kan det være af værdi at opsummere de vigtigste projektforudsætninger. Disse oplysninger kan findes spredt i rapporten, især i kapitel 3, men er samlet her for at give læseren et overblik.

Affaldssammensætning

Sammensætningen af det forbrændingsegnete affald og RDF-fraktionen er baseret på et notat fra *affald danmark*, hvor det blandt andet vurderes, hvor meget træ der kan udsorteres til genanvendelse (*affald danmark*, 2007). Den kemiske sammensætning af det forbrændingsegnete affald er beregnet på baggrund af data fra Riber et al. (2008), hvorimod den kemiske sammensætning af RDF-fraktionen er baseret på oplysninger fra *affald danmark* (*affald danmark*, 2007).

Fjernvarmesystemet

De tre fjernvarmesystemer, som udgør basis for modelleringerne, er fastlagt af *affald danmark*. Virkningsgrader og brændselstyper er baseret på data fra DONG Energy (DONG Energy, 2007a). Det københavnske fjernvarmesystem er ydermere baseret på Rambølls kortlægning af Hovedstadens fjernvarmenet (Rambøll, 2007).

Energisubstitution

Forbrændingsanlæggets el- og varmevirkningsgrad er defineret af *affald danmark* til henholdsvis 22 % og 73 %. Brændselssubstitutioner er baseret på data fra DONG Energy (2007a). Energistyrelsen har ligeledes foretaget en modellering af de tre fjernvarmesystemer, hvilket i høj grad bekræfter oplysningerne fra DONG Energy. I det decentrale område blev den oprindelige modellering justeret for at matche Energistylens resultater. Medforbrænding af RDF på kulfyret kraftværk substituerer kul i forholdet 1:1 (energiindhold), som blandt andet defineret af Rambøll (2007) og Energistyrelsen (2008).

Teknologier

Det kulfyrede kraftværk til medforbrænding af RDF er modelleret med udgangspunkt i data fra DONG Energy (2007b), hvor emissioner fra kul og RDF er opgjort. Det dedikerede forbrændingsanlæg er modelleret med udgangspunkt i data for oven 5 på Vestforbrænding, dog er emissioner og energiproduktion ændret således, at data repræsenterer et nyt værk som aftalt med *affald danmark*. Trægenanvendelse er baseret på Lindvall et al. (2006), mens KBK-processen (biologisk behandling ved bioforgasning og efterfølgende kompostering) bygger på data fra Møller og Christensen (2007). Det gøres opmærksom på, at der er tale om nye (KBK-anlæg og medforbrænding) såvel som velgennemprøvede teknologier (dedikeret forbrænding og energifremstilling), hvilket kan have betydning for datakvaliteten.

Som udgangspunkt er 2005 referenceår for de benyttede data mht. beskrivelse af affaldssammensætning, teknologier etc., men hvor nyere data findes, er de benyttet. En række eksterne processer er dog af ældre dato.

3 Afgrænsning og udformning af undersøgelsen

Afgrænsning af undersøgelsen mht. definition af funktionel enhed, beskrivelse af affaldet som indgår i undersøgelsen, systemgrænser, energisubstitutionerne, samt opstilling af scenarier, er en vigtig forudsætning for en livscyklusvurdering. Det er ligeledes essentielt at beskrive udformningen af livscyklusvurderingen, hvilket bl.a. indebærer en beskrivelse af procedurer for indhentning af data, allokeringsmetoder samt hvilken LCA-model, der anvendes i projektet. Disse forhold er beskrevet i afsnit 3.1 og 3.2 og udgør baggrunden for den videre modellering af miljøkonsekvenser i de opstillede scenarier.

3.1 Afgrænsning af undersøgelsen

3.1.1 Den funktionelle enhed

Definition af den funktionelle enhed, dvs. den ydelse, som systemerne skal levere, er en vigtig forudsætning for at kunne gennemføre en livscyklusvurdering. Alle systemernes emissioner, energiforbrug og ressourceforbrug beregnes i forhold til den funktionelle enhed, og man sikrer sig derved, at kun ligeværdige scenarier sammenlignes.

I dette projekt defineres den funktionelle enhed således:

- Behandling af 1 ton forbrændingseget affald med en sammensætning svarende til typisk forbrændingseget affald, som modtaget på et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg.

3.1.2 Tidshorisont

Undersøgelsens tidshorisont er fastlagt til ca. fem år, da et nyt forbrændingsanlæg tidligst vil kunne tages i brug i 2012. Overvejelserne omkring energisubstitution vurderes imidlertid at være gældende i mindst ti år. Hovedparten af data anvendt i modelleringen er fra 2005 eller nyere, men en række af de eksterne processer er af ældre dato.

3.1.3 Systemgrænser

LCA'en modellerer håndtering og behandling af forbrændingseget affald. Energi- og ressourceforbrug til at drive behandlingsteknologierne er inkluderet, og det samme er emissioner fra teknologierne. Transport er inkluderet i de tilfælde, hvor en behandlingsteknologi inducerer et ekstra transportbehov i forhold til udgangspunktet. Det er tilfældet for indsamling af RDF samt indsamling af udsorteret organisk affald til KBK-processen. Desuden er transport inkluderet i en række af de eksterne processer. Der er *ikke* inkluderet emissioner fra eller genanvendelse af restprodukter samt opførelse og nedrivning af anlæg, idet disse parametre vurderes at være mindre væsentlige for LCA'ens resultater. Et hovedargument er her, at

røggasrensingsprodukter almindeligvis deponeres i miner og således ikke giver anledning til nettoemissioner inden for den tidshorisont projektet omhandler. Det antages ydermere, at restprodukterne fra forbrænding af en affaldsfraktion på et forbrændingsanlæg og et kraftværk er sammenlignelige og at eventuelle miljøeffekt herfra vil udligne hinanden. Systemets grænser udvides imidlertid for at kreditere systemet for de miljøbelastninger, der spares som følge af øget genanvendelse af f.eks. træ samt energisubstitution fra affaldsforbrænding. Mht. energisubstitution gøres det desuden opmærksom på, at energimængden, som leveres i de forskellige scenarier i form af el og fjernvarme er den samme, hvorimod energiforbrug (transport, internt energiforbrug på anlæg) kan variere fra scenarie til scenarie.

3.1.4 Beskrivelse af scenarier

Med udgangspunkt i et ton forbrændingseget affald vurderes de miljømæssige konsekvenser opgjort som potentielle miljøpåvirkninger fra alternative behandlingsmetoder set i forhold til dedikeret affaldsforbrænding, idet denne teknologi er sandsynlig aftager af hovedparten af forbrændingseget affald i Danmark også i fremtiden. Det skal understreges, at samtlige scenarier er fremtidsscenarier, hvilket betyder, at den mængde affald der indgår i modelleringen, er en ekstra mængde i forhold til den nuværende. Dedikeret affaldsforbrænding antages at foregå i 2012 – den samme tidshorisont, der er anvendt i de resterende scenarier.

For at sammenligningen af de forskellige teknologier sker på ligeværdige præmisser, er det nødvendigt at beskrive miljøkonsekvenser for samtlige fraktioner i et ton affald for alle alternative behandlinger. Det er f.eks. ikke muligt at se isoleret på fraktionen småt brændbart, da denne fraktion ikke med fordel kan behandles biologisk vha. KBK-processen. Det er derfor heller ikke muligt isoleret set at sammenligne medforbrænding med f.eks. KBK-processen, da disse to alternativer ikke behandler de samme affaldsfraktioner og derved ikke leverer samme ydelse (funktionelle enhed).

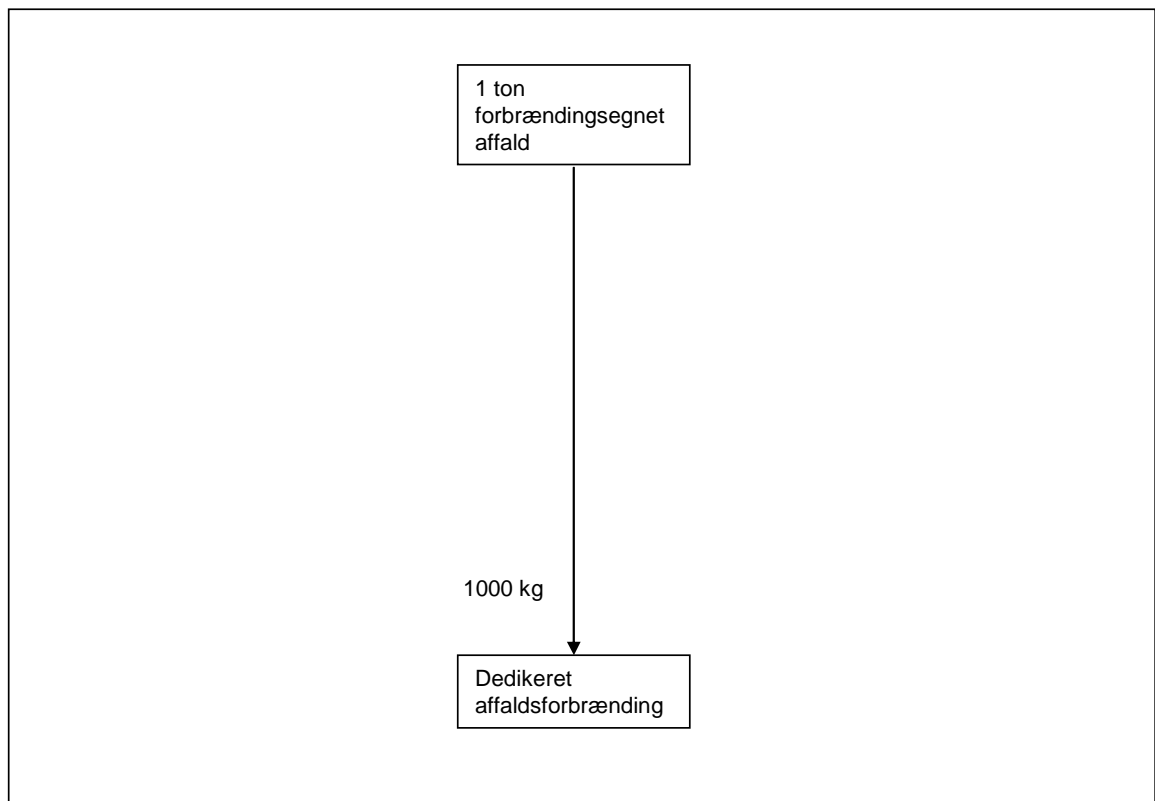
Ved opstilling af scenarier er det således vigtigt at opstille reelle alternativer, som alle tager sig af hele affaldsstrømmen. Det opnås ved at ydelsen, dvs. den funktionelle enhed (se afsnit 3.1.1), defineres som behandling af 1 ton forbrændingseget affald, og at denne ydelse skal leveres i alle scenarier, hvor de alternative teknologier indgår.

Hovedscenarier

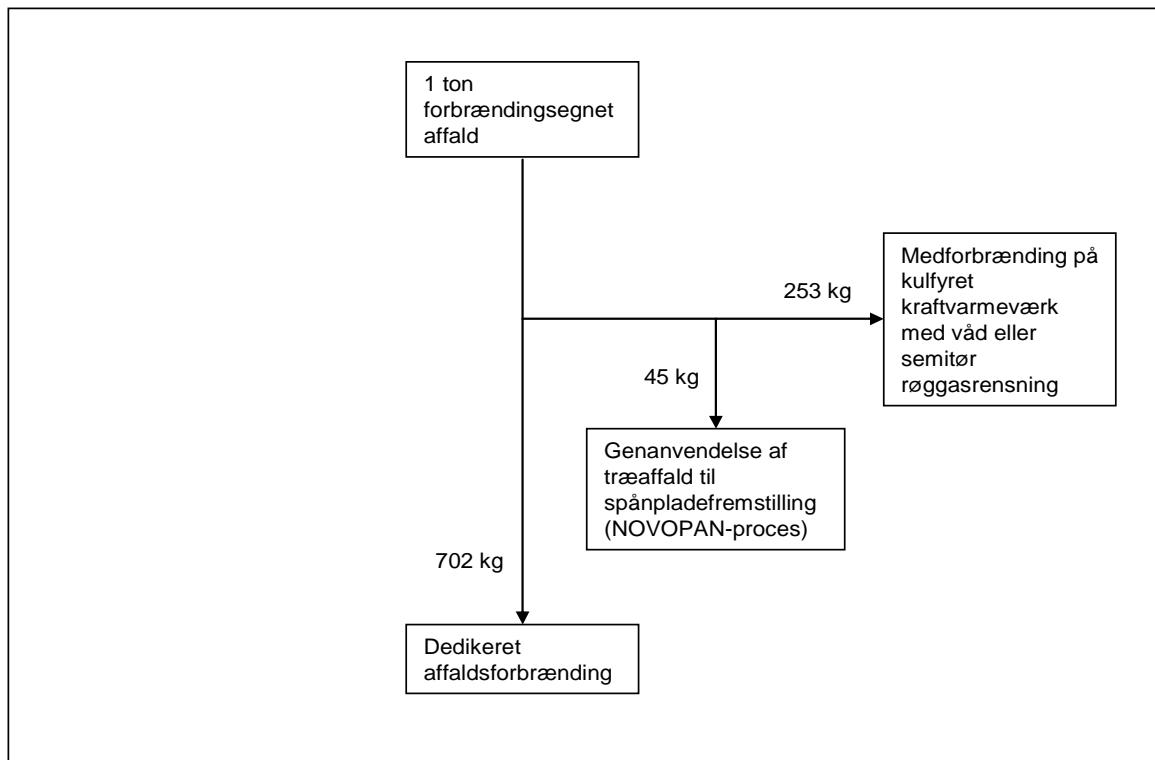
Der opstilles derfor følgende direkte sammenlignelige hovedscenarier, som alle behandler ét ton forbrændingseget affald:

- *Hovedscenarie 1: Forbrænding på dedikeret forbrændingsanlæg*
- *Hovedscenarie 2: Medforbrænding af RDF på centralt kulfyret kraftvarmeværk og forbrænding af restaffaldet på et dedikeret forbrændingsanlæg*
- *Hovedscenarie 3: Kombineret bioforgasning og kompostering af bioaffald (KBK-proces) og forbrænding af restaffaldet på et dedikeret forbrændingsanlæg*
- *Hovedscenarie 4: Kombination af hovedscenarium 2 og 3*

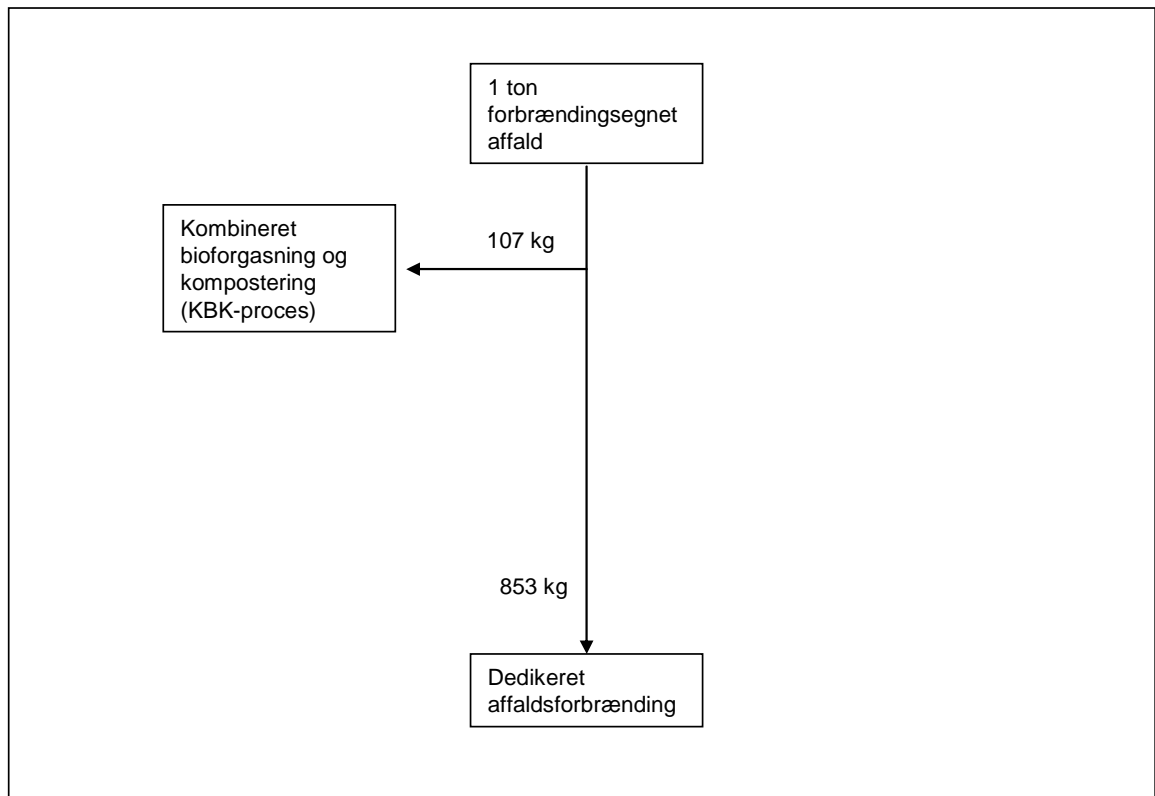
Figur 3.1 til 3.4 viser de fire hovedscenarier med angivelse af massestrømme (våd vægt).



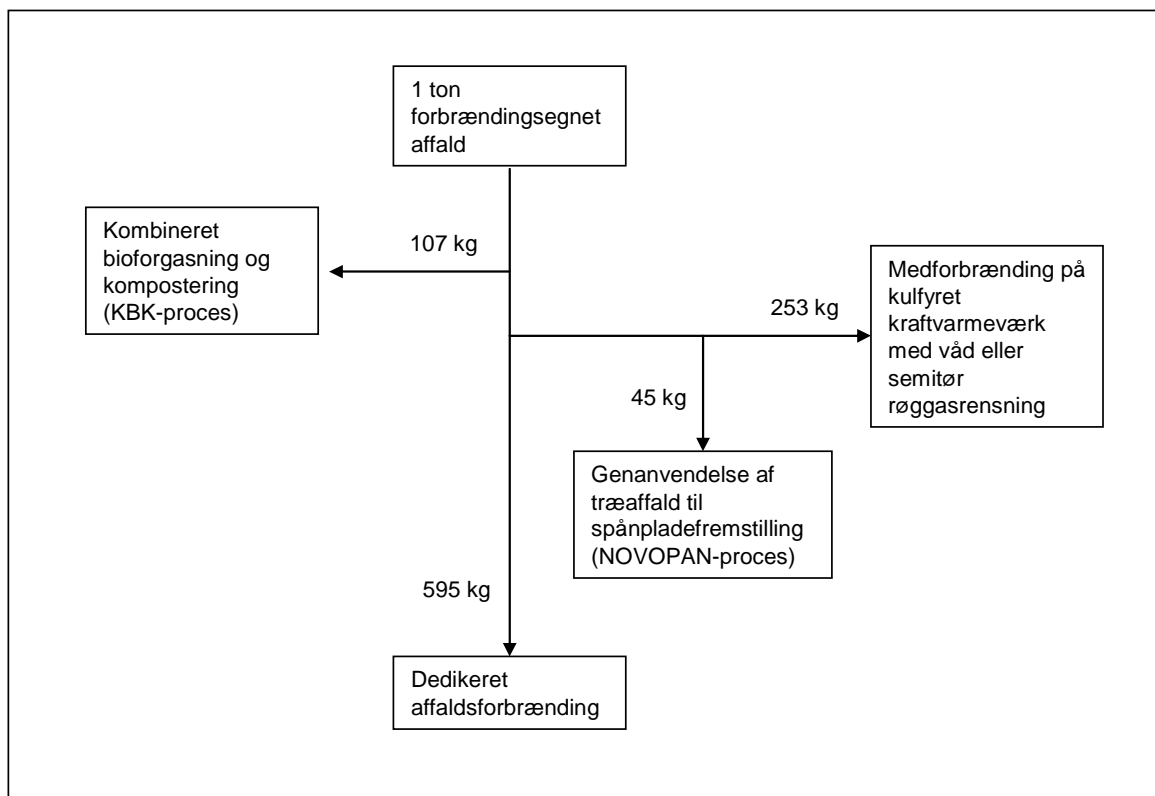
Figur 3.1. Hovedscenarie 1: Dedikeret affaldsforbrænding



Figur 3.2. Hovedscenarie 2: Medforbrænding af RDF-fraktion på centralt kulfyret kraftvarmeværk



Figur 3.3. Hovedscenarie 3: Kombineret bioforgasning og kompostering af bioaffaldsfraktion



Figur 3.4. Hovedscenarie 4: Medforbrænding og KBK-proces kombineret

Hovedscenarie 1: Forbrænding på dedikeret affaldsforbrændingsanlæg

1 ton forbrændingseget affald behandles på et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg. Forbrændingsanlægget producerer el og varme, som substituerer (erstatte) marginal el og varme produceret på kul andre steder i energisystemet.

Hovedscenarie 2: Medforbrænding af RDF-fraktion på centralt kulfyret kraftvarmeværk

RDF-fraktionen fra 1 ton forbrændingseget affald medforbrændes på et kulfyret kraftværk med våd eller med semitør røggsarensning. Indfyring af RDF-fraktionen leder til direkte kulbesparelse, idet det antages, at 1 GJ RDF erstatter 1 GJ kul. Som resultat af udsortering af RDF-fraktionen fremkommer en ny fraktion af genanvendeligt træaffald, som indgår i spånpladefremstilling (NOVOPAN-proces). Ved spånpladeproduktion frigøres rundtræ, som antages at blive indfyret i et biomassekraftvarmeværk, som substituerer marginal el og varme produceret på kul andre steder i energisystemet. Miljøkonsekvenserne af denne genbrugsproces godskrives udelukkende medforbrændingsscenarierne. Det resterende affald forbrændes på et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg.

Hovedscenarie 3: Kombineret bioforgasning og kompostering af bioaffald (KBK-proces)

Dagrenovationsdelen af 1 ton affald kildesorteres, således at den biologisk nedbrydelige del kan behandles vha. KBK-processen. Biogassen forbrændes i en gasmotor på KBK-anlægget, og der produceres el og varme, som substituerer marginal el og varme produceret på kul andre steder i energisystemet. Der fremstilles kompost af restproduktet fra biogasproduktionen. Komposten udbringes på landbrugsjord og antages at substituere kunstgødning. En del af kulstoffet i komposten lagres i jorden (C-sekvestrering) Det resterende affald forbrændes på et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg.

Hovedscenarie 4: Kombination af hovedscenarium 2 og 3

RDF-fraktionen fra 1 ton affald medforbrændes og træaffald genanvendes. Dette kombineres med kildesortering, således at den biologisk nedbrydelige affaldsfraktion fra husholdningerne kan behandles vha. KBK-processen. Det resterende affald forbrændes på et dedikeret forbrændingsanlæg.

I tabel 3.1 ses outputs og resulterende substitutioner fra de anvendte teknologier med angivelse af el- og varmekoefficienter for energiproduktion samt graden af kunstgødningssubstitution ved kompostanvendelse.

Tabel 3.1. Substitution af energi og andre produkter.

| Teknologi | Outputs | Substitution |
|--|-----------------------------|---|
| Dedikeret affaldsforbrænding | El | Marginal kulfyret el (energikvalitet): 22 % netto af nedre brændværdi |
| | Varme | Marginal kulfyret varme (energikvalitet): 73 % netto af nedre brændværdi |
| Medforbrænding på kulfyret centralt kraftvarmeværk | 16,5 GJ/ton RDF | Kul 1:1 (energiindhold) |
| Spånpladefremstilling (NOVOPAN-proces) | Spånplader | Rundtræ (1:1 på vægtbasis) som frigives til kraftvarmefremstilling på biomasseværk. Fuelolie som spares til tørring, da affaldstræ er tørrere end rundtræ |
| Kombineret biogas- og kompostproduktion (KBK) | Biogas: 70 % af potentialet | Marginal kulfyret el (energikvalitet): 39,1 % af energiindhold i biogas Marginal kulfyret varme (energikvalitet): 46,3 % af energiindhold i biogas |
| | Kompost | Kunstgødning: 20 % af N, 100 % af P og K-indhold i kompost, 14 % af kulstof sekvestreres i jorden |

Udsortering af hhv. højenergifraktioner (RDF og affaldstræ) og lavenergifraktioner (bioaffald) har indflydelse på restaffaldets energiindhold og dermed det dedikerede forbrændingsanlægs funktion. Tabel 3.2 viser nedre brændværdi for de forskellige udsorterede fraktioner samt restaffaldet, som benyttes ved modellering af scenarierne.

Tabel 3.2. Nedre brændværdi for affaldsfraktioner i de fire hovedscenarier

| Nedre brændværdi (GJ/ton vådvægt) | Forbrændingseget affald | RDF | Træaffald | Bioaffald | Restaffald |
|-----------------------------------|-------------------------|------|-----------|-----------|------------|
| Hovedscenarie 1 | 10,8 | - | - | - | 10,8 |
| Hovedscenarie 2 | 10,8 | 16,5 | 16,2 | - | 8,4 |
| Hovedscenarie 3 | 10,8 | - | - | 4,3 | 11,6 |
| Hovedscenarie 4 | 10,8 | 16,5 | 16,2 | 4,3 | 9,2 |

Underscenarier

For alle fire hovedscenarier gælder, at affaldsforbrændingsanlægget (og KBK-anlægget) tænkes placeret i tre forskellige geografiske regioner med principielt forskellige fjernvarmesystemer; i et centralt kulfyret kraftvarmeværksområde (Århus), i et decentralt naturgasfyret kraftvarmeværksområde (Viborg/Silkeborg) samt i et område, hvor der både forefindes centrale og decentrale kraftvarmeværker (Københavnsområdet). De tre scenarier er valgt, fordi de repræsenterer principielt forskellige fjernvarmesystemer. For det decentrale naturgasområde er der taget udgangspunkt i et af de få områder, (Viborg/Silkeborg) hvor der ikke er et forbrændingsanlæg, men som er stort nok til at kunne rumme et.

For hvert af de ovenstående hovedscenarier dannes der derfor en række underscenarier: Tre underscenarier til hovedscenarie 1 hvor forbrændingsanlægget er placeret hhv. centralt, decentralt og i Københavnsområdet. Seks underscenarier til hovedscenarie 2, idet de tre forskellige geografiske placeringer af forbrændingsanlægget kombineres med våd eller semitør røggasrensning på det RDF-fyrede centrale kraftvarmeværk. Tre underscenarier til hovedscenarie 3, da KBK-anlægget tænkes placeret i samme geografiske område som forbrændingsanlægget, og sluttelig tre underscenarier til hovedscenarie 4, som kun blev modelleret med semitør røggasrensning på det RDF-fyrede centrale kraftvarmeværk.

I tabel 3.3 ses en oversigt over samtlige 15 scenarier med angivelse af hvilke teknologier, som indgår i behandling af de forskellige affaldsfraktioner, den geografiske placering af forbrændingsanlægget og KBK-anlægget, samt den valgte røggasrensningsteknologi for det RDF-fyrede kulkraftværk.

Tabel. 3.3. Behandlingsteknologi per affaldsfraktion, geografisk placering og røggasrensning på kraftvarmeværket i forbindelse med de fire hovedscenarier og tilhørende underscenarier.

| Scenarier | Behandlingsteknologi | | | | | Geografisk placering | Røggasrensning på KVV |
|-------------------------------------|---------------------------|-----|-----------|-----------|------------|----------------------|-----------------------|
| | Forbrændings-egnet affald | RDF | Træaffald | Bioaffald | Restaffald | | |
| 1. Dedikeret affaldsforbrænding | AF | - | - | - | - | cent. | |
| | AF | - | - | - | - | decent. | |
| | AF | - | - | - | - | Kbh. | |
| 2. Medforbrænding | - | KVV | NOV | - | AF | cent. | Våd |
| | - | KVV | NOV | | AF | decent. | Våd |
| | - | KVV | NOV | | AF | Kbh. | Våd |
| | - | KVV | NOV | | AF | cent. | Semitør |
| | - | KVV | NOV | | AF | decent. | Semitør |
| | - | KVV | NOV | | AF | Kbh. | Semitør |
| 3. KBK-behandling | - | | | KBK | AF | cent. | |
| | - | | | KBK | AF | decent. | |
| | - | | | KBK | AF | Kbh. | |
| 4. Medforbrænding og KBK-behandling | - | KVV | NOV | KBK | AF | cent. | Semitør |
| | - | KVV | NOV | KBK | AF | decent. | Semitør |
| | - | KVV | NOV | KBK | AF | Kbh. | Semitør |

Geografisk placering: Forbrændingsanlæg og KBK-anlæg placeres i et centralt kulfyret KVV's område (cent.), i et decentralt naturgasfyret kraftvarmeværks område (decent.) eller i Københavnsområdet (Kbh.).

AF: Dedikeret affaldsforbrænding

KVV: Centralt kulfyret kraftvarmeværk

NOV: Spånpladefremstilling vha. NOVOPAN's trægenanvendelsesproces

KBK: Kombineret biogas- og kompostfremstilling

For at tydeliggøre konsekvenserne af medforbrænding i forhold til dedikeret affaldsforbrænding blev hovedscenarierne 1 og 2 desuden modelleret med 1 ton RDF samt træ til genanvendelse som input, idet man så bort fra miljøkonsekvenser af behandling af restaffaldet på et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg. Det skal understreges, at man på dette grundlag ikke kan drage endelige konklusioner om det samlede affaldssystem. Dertil kræves, at man benytter projektets funktionelle enhed – behandling af 1 ton forbrændingseget affald.

3.1.5 Energisubstitution

Affaldsforbrænding genererer el og varme, som antages at fortrænge el og varme produceret på kraftvarmeværker, hovedsageligt baseret på fossile brændsler. 1 MJ varme produceret på et dedikeret forbrændingsanlæg fortrænger således produktion af 1 MJ varme på et kraftvarmeværk, hvilket i LCA'en modelleres som en sparet produktion, der godskrives affaldsforbrænding. Modelleringen af denne fortrængning, også betegnet substitution, beskrives i dette afsnit. Sidst i afsnittet beskrives energisubstitution ved medforbrænding af RDF og ved energiproduktion på KBK-anlægget.

Energisystemanalyse

Idet samspillet mellem affaldssystemet og energisystemet er komplekst, og det i løbet af projektperioden blev tydeligt, at forudsætningerne på dette område er afgørende for resultatet af miljøvurderingen, blev det besluttet at foretage en alternativ modellering af konsekvenserne for energisystemet. Denne modellering blev foretaget af Energistyrelsen på el- og fjernvarmemodellen RAMSES. RAMSES er en teknisk-økonomisk model, som på baggrund af bl.a. transmissionsforbindelser og transmissionsbegrænsninger, driftsdata for en lang række energiproducerende værker, CO₂-kvotepriser og brændselsafgifter kan beregne brændselsforbrug, emissioner, mm for f.eks. et fjernvarmeområde.

Resultatet af modelleringen i RAMSES blev efterfølgende sammenlignet med den oprindelige modellering baseret på data fra DONG Energy. De væsentligste forskelle fremgår af det følgende, mens en detaljeret gennemgang findes i bilagsrapporten:

- **Centralt område:** De to metoder og konklusioner er overvejende ens. Der fortrænges i Energistyrelsens modellering et miks af brændsler (dog hovedsageligt kul og olie), mens der i den oprindelige vurdering udelukkende substitueres kul. Den substituerede olie skyldes fortrængning af spidslastkapacitet. Det blev besluttet at fastholde den oprindelige modellering, idet den fortrængte mængde spidslastkapacitet blev vurderet som værende usikker.
- **Decentralt område:** De to metoder er overordnet set ens, dog er der stor forskel på konklusionerne. Forskellen skyldes, at der i Energistyrelsens modellering fortrænges en relativ stor mængde varme produceret på spidslastkedler – foruden den varme der fortrænges på det decentrale kraftvarmeanlæg. I den oprindelige modellering var der ikke inkluderet fortrængt spidslastkapacitet. Det blev vurderet, at Energistyrelsens modellering er den mest realistiske, hvorfor der inkluderes fortrængt spidslastkapacitet i modelleringen af det decentrale område.
- **København:** De to metoder er overordnet set ens, men der er stor forskel i sammensætningen af de fortrængte brændsler. Det skyldes, at fjernvarmesystemet i København er komplekst, idet det består af flere net og adskillige værker. Resultatet er, at det er vanskeligt at forudsige, hvilke værker og brændsler der vil blive fortrængt. Energistyrelsen fremhæver prisdannelsen på naturgas samt flere aktører på markedet som væsentlige usikkerhedsparametre i RAMSES-modelleringen. Da der eksisterer usikkerheder i begge modelleringer, er det besluttet at fastholde den oprindelige modellering, og i stedet anvende Energistyrelsens modellering i en følsomhedsanalyse (se afsnit 6.1.4).

I det følgende beskrives modelleringen af henholdsvis el- og varmesubstitution.

Substitution af el

Den el, der genereres fra affaldsforbrænding, transmitteres til danske el-net bestående af to individuelle net, et for Østdanmark og et for Vestdanmark. Desuden handles der el med Sverige, Norge og Tyskland, men nærværende rapport afgrænser sig til det danske el-net, dvs. import/eksport af el er ikke inkluderet.

Den genererede el antages at substituere *marginal* el produceret på et centralt, kulfyret kraftvarmeværk. Analogt antages det, at manglende el (i det decentrale område og Københavnsområdet) skal erstattes af samme type marginal el. Kulkraft defineres som marginal el-teknologi ud fra den betragtning, at der er overskud af kul-kapacitet, hvorfor det i sidste ende vil være de kulfyrede kraftværker, som justerer deres produktion efter ændringer i efterspørgslen. De næste 10 år vurderes kul som brændsel at være den marginale el-teknologi (Weidema, 2004).

I LCA'en vil der blive anvendt en kul-marginal baseret på data fra en undersøgelse foretaget af energinet.dk (Behnke, 2006). Data er efterfølgende opdateret, så de svarer til 2007. Denne marginal udgør et gennemsnit af syv kulkraftværker på det danske elmarked og beskriver således produktionen af 1 kWh el på et gennemsnitligt værk med kul som hovedbrændsel (Behnke, 2006). Processen er allokeret efter energikvalitet (se Elsam et al. (2000)). Det skal pointeres, at der i modelleringen ikke sættes lighedstegn mellem marginal el og el produceret på regulerkraftsanlæg: Anvendelse af marginalen fra Behnke (2006) skal blot ses som et eksempel på anvendelsen af et datasæt, der repræsenterer el fremstillet ved kulkraft.

Det kan diskuteres, hvor længe kul som brændsel vil være marginal, idet det må forventes, at andelen af vedvarende energi og naturgas i Danmark vil stige i de kommende år, hvis Danmark skal overholde Kyotoaftalen. Endvidere forekommer det allerede i dag, at det er de decentrale kraftvarmeværker, som regulerer deres produktion efter ændringer i efterspørgslen, idet flere og flere af disse værker overgår til markedsvilkår, efter aftagepligten på decentral kraftvarme delvist blev ophævet i 2004. Da disse værker typisk er naturgasfyrede, betyder det, at også naturgas må betragtes som en sandsynlig andel af el-marginalen fremover.

I følsomhedsanalyserne, som blev udført i forbindelse med denne LCA, blev el-substitution modelleret med naturgas for at vise konsekvenserne af at anvende en anden el-teknologi end kul. Dette repræsenterer mht. fossile brændsler et yderpunkt i forhold til den anvendte kulbaserede marginal, og det må antages, at anvendelse af en marginal bestående af et miks af kul og naturgas vil placere LCA'ens resultater i spændet mellem disse to yderpunkter. I Energistyrelsens modellering, som repræsenterer 2012, er fortrængt el henholdsvis øget el-produktion langt overvejende baseret på kul (mindre end 4% er naturgas i det centrale og decentrale område). Naturgas er mere dominerende i Københavnsområdet, da nogle af værkerne er naturgasfyrede.

Substitution of varme

I modsætning til el er varmesubstitution meget afhængig af værkets geografiske beliggenhed, idet det danske fjernvarmenet ikke er én sammenhængende enhed, men består af hundredvis af små lokale net. Det vil således afhænge af nettets sammensætning af energiproducerende teknologier hvor meget samt hvilke

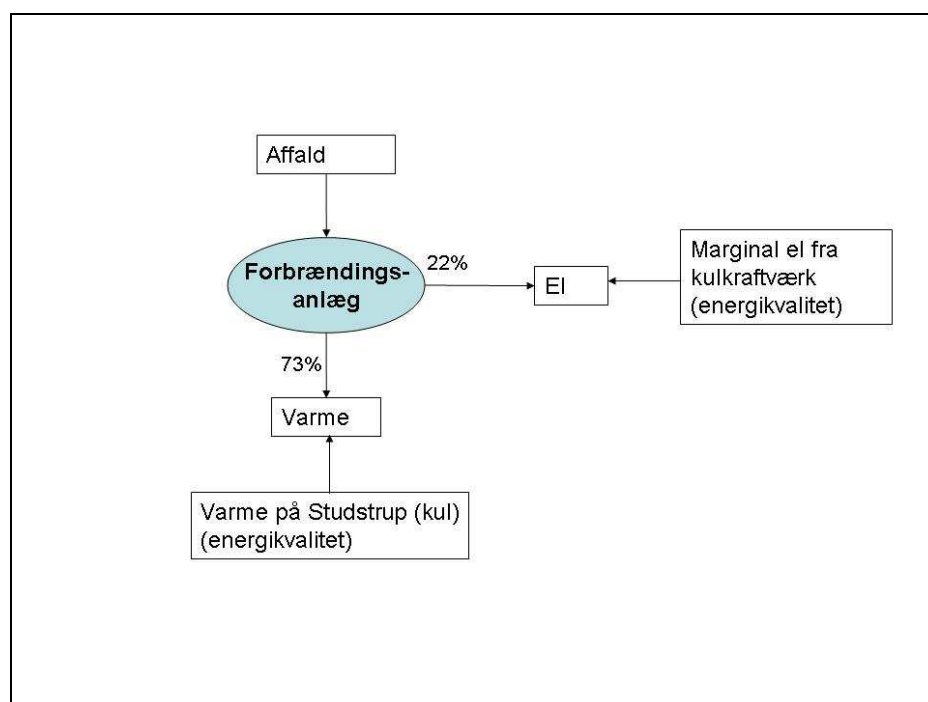
teknologier, der substitueres. I nærværende rapport modelleres tre tilfælde af energisubstitution, defineret ud fra den type værk, den genererede varme substituerer:

1. Centralt, kulfyret kraftvarmeværk
2. Decentralt, naturgasfyret kraftvarmeværk
3. Københavnsområdet (forskellige kraftvarmeværker og brændsler)

Det antages, at den generede varme substituerer varme produceret på konventionelle kraftvarmeværker i forholdet 1:1.

Centralt, kulfyret kraftvarmeværk

Det centrale, kulfyrede kraftvarmeværk er modelleret på basis af data fra Studstrupværket i Aarhus. Modelleringen af energisubstitution i det centrale område fremgår af figur 3.5.



Figur 3.5 Energisubstitution i område med centralt, kulfyret kraftvarmeværk.

Forbrændingsanlægget har en varmevirkningsgrad (netto) på 73 % og en elvirkningsgrad (netto) på 22 %.

Varmen fra affaldsforbrænding substituerer varme fra Studstrupværket, hvis tekniske betegnelse er et *udtagsværk*, dvs. et dampkraftværk, hvor der kan udtages varmeenergi til fjernvarmeformål. Værket kan køre i ren *kondensdrift*, hvor der kun produceres el, eller *udtagsdrift*, hvor der også produceres varme. Når Studstrupværket skal producere mindre varme, kan det i princippet øge sin el-produktion, men det kan også reducere sit brændselsforbrug, såfremt der ikke er efterspørgsel på den ekstra mængde el. Forholdet mellem el- og varmeproduktion kan variere indenfor visse grænser. Forholdet mellem tabt elproduktion og vundet varmeproduktion kaldes *Cv* og udtrykkes således:

$$C_v = - \Delta P / \Delta Q$$

hvor ΔP = ændring i elproduktion og ΔQ = ændring i varmeproduktion.

C_v -værdien kan således også anvendes til at beregne, hvor meget el der potentielt kan produceres, såfremt der ikke skal produceres varme. For at allokere ressourceforbrug og emissioner mellem de to samproducerede produkter, el og varme, på Studstrupværket er værkets C_v -værdi anvendt, idet anvendelsen af denne værdi kan sidestilles med at allokere efter energikvalitet (Behnke, 2006). Formlen for at beregne, hvor stor en andel af brændselsforbruget og emissionerne, der skal allokeres til varme, stammer fra Energinet.dk (2007):

$$\text{Andel til varme} = \frac{Q * C_v}{P + Q * C_v}$$

Baseret på en C_v -værdi på 0,18 (DONG Energy, 2007a) samt den årlige el- og varmeproduktion i 2005 (Elsam, 2006) er andelen, der skal allokeres til varme beregnet til 15,5 % (og andelen til el 84,5 %). Den varme, som forbrændingsanlægget substituerer, er dermed miljømæssigt set relativt billigt produceret i forhold til elproduktionen. Det skal bemærkes, at det i rapporten antages, at værket kører konstant og udelukkende i udtagsdrift, idet C_v -værdien ellers ikke kunne være benyttet til energisubstitutionsberegningen.

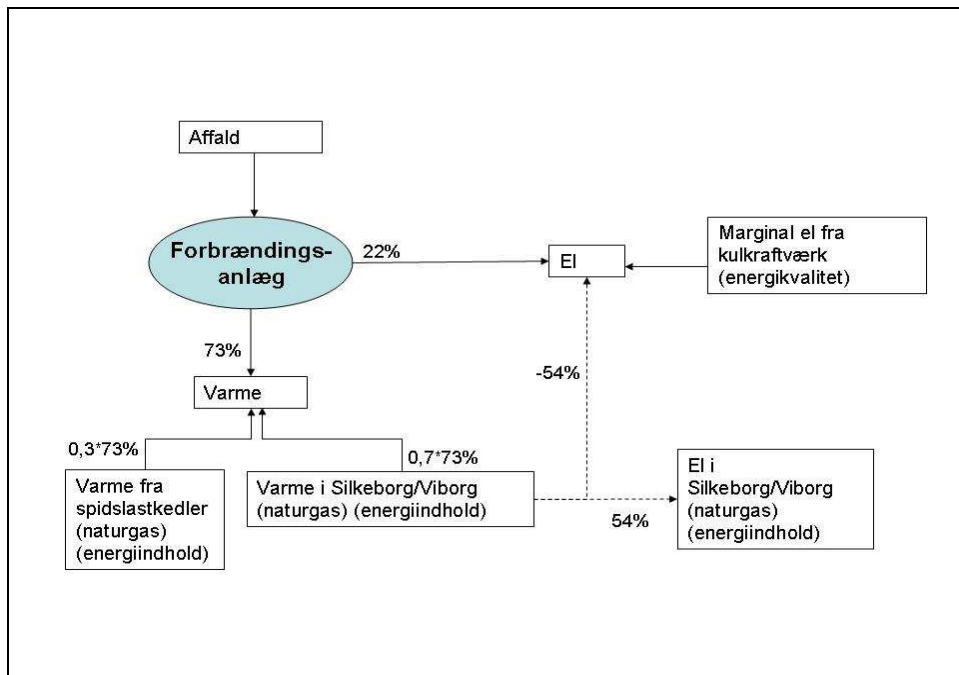
Decentralt, naturgasfyret kraftvarmeværk

Det decentrale, naturgasfyrede kraftvarmeværk er modelleret på basis af kraftvarmeværkerne i Silkeborg og Viborg, idet den anvendte el- og varmekoefficient er et gennemsnit af de to værker (se tabel 3.4).

Tabel 3.4 El- og varmekoefficienter for Silkeborg og Viborg. Efter DONG Energy (2007b) og Viborg Kraftvarme (2007).

| | Silkeborg | Viborg | Gennemsnit |
|------------------------|-----------|--------|------------|
| Elvirkningsgrad (%) | 48 | 42,8 | 45,4 |
| Varmevirkningsgrad (%) | 40 | 45,5 | 42,8 |

Modelleringen af energisubstitution i det decentrale område fremgår af figur 3.6.



Figur 3.6 Energisubstitution i område med decentralt, naturgasfyret kraftvarmeværk.

Varmen fra affaldsforbrænding substituerer varme fra det decentrale kraftvarmeanlæg, som er et *modtryksværk*. Det betyder, at værket kun kan producere el, når varmen kan afsættes. Den ekstra varme fra forbrændingsanlægget resulterer derfor i, at det decentrale kraftvarmeanlæg må reducere både sin varme- og elproduktion. Den manglende el på markedet må i stedet dækkes af marginal el fra et kulkraftværk. Udover substitution af varme på det decentrale kraftvarmeværk, fortrænges der ligeledes varme på naturgasfyrede spidslastkedler. Dette er en følge af, at flere og flere decentrale kraftvarmeværker overgår til markedsvilkår med det resultat, at i de perioder hvor det er økonomisk ufordelagtigt at producere el, vil en større del af varmen blive produceret på anlæg, som alene er varmeproducerende. I energistyrelsens modellering fortrænges ca. 30 % af affaldsvarmen naturgasfyret spidslastkapacitet (Energistyrelsen, 2008). Det må betragtes som en forholdsvis høj andel, men skyldes en forventning om højere naturgaspriser i fremtiden, der som tidligere nævnt medfører, at der vil være perioder, hvor kun de varmeproducerende anlæg kører.

De nævnte mekanismer er skitseret på figur 3.6. Forholdet mellem el- og varmeproduktion på det decentrale værk betegnes C_m og beregnes således:

$$C_m = P/Q$$

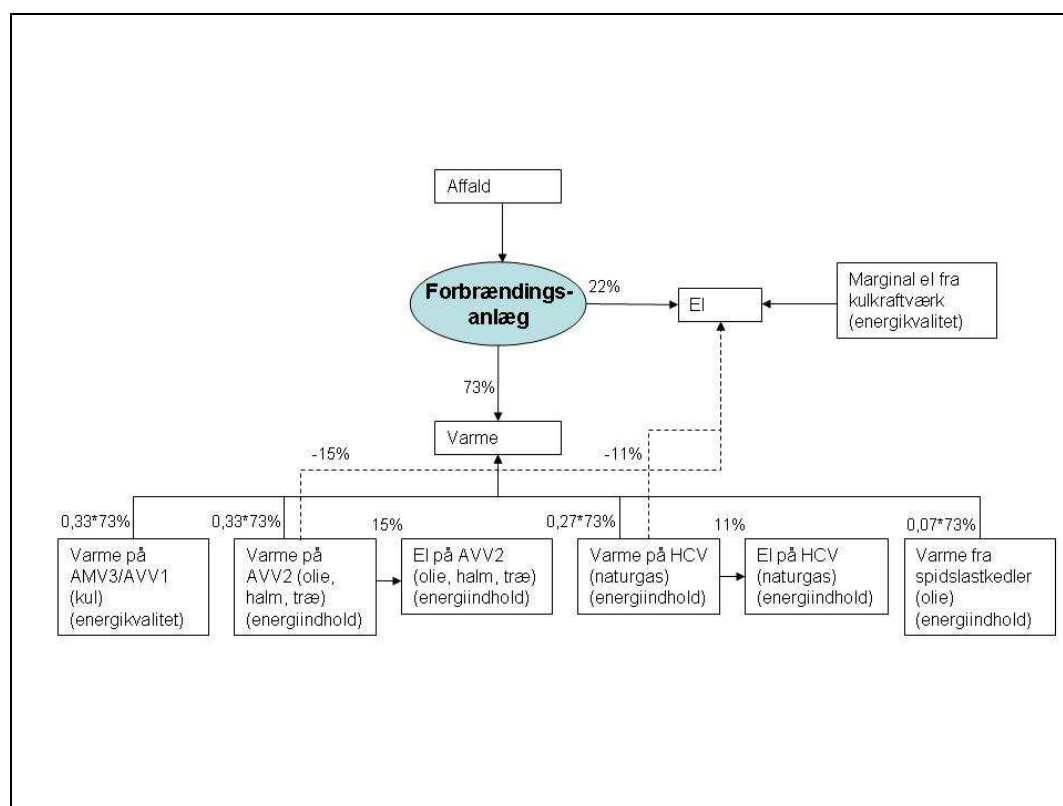
C_m er 1,06, hvilket betyder, at når værket ikke skal producere 1 enhed varme, kan det heller ikke producere 1,06 enhed el. Det svarer til 54 % manglende el ($0,7 \times 73 \% \text{ varme} \times 1,06 = 54 \%$) i forhold til forbrændingsanlæggets energiproduktion. På figur 3.6 er det vist ved en el-substitution på 54 % i Silkeborg/Viborg. De 54 % som systemet "mangler" er på figuren indikeret som en negativ værdi, der dækkes af marginal el.

Fordelingen af ressourcer og emissioner på det decentrale anlæg er allokeret efter energiindhold, idet varmen betragtes som det determinerende produkt.

Det blev diskuteret, hvorvidt naturgas kan betragtes som varmemarginal for det decentrale område, eller om det i stedet burde være kul. Argumentet herfor var, at den substituerede naturgas er et renere brændsel end kul, og derfor mere attraktivt i forhold til at nedbringe CO₂-emissionerne. Inden for rammerne af dette projekt er det imidlertid vurderet, at naturgas er den mest realistiske marginal for det decentrale område, idet prisen for naturgas er langt højere end for kul. Det er således ikke sandsynligt, at kraftværkerne vil substituere et relativt billigt brændsel med et dyrt.

Københavnsområdet

Energisubstitution i Københavnsområdet er baseret på en kortlægning af fjernvarmesystemet udført af Rambøll (Rambøll, 2007) samt brændelskonsekvenser kortlagt af DONG Energy (DONG Energy, 2007a). Det københavnske fjernvarmenet modtager varme fra en række værker, som det fremgår af figur 3.7.



Figur 3.7 Energisubstitution i Københavnsområdet.

Varmen fra affaldsforbrænding fortrænger størstedelen af året kraftvarme fra Amagerværket og Avedøreværket, mens der i de koldeste perioder fortrænges modtryksdamp fra H.C. Ørstedværket og spidslastværker (Rambøll, 2007). Fordelingen fremgår af figur 3.7 og foregår på følgende vis:

- 33 % Amagerværket blok 3 (AMV3) og Avedøreværket blok 1 (AVV1)
- 33 % Avedøreværket blok 2 (AVV2)
- 27 % H.C. Ørstedværket (HCV)
- 7 % spidslastværker

I LCA-modelleringen er varmesubstitutionen på AMV3 og AVV1 fordelt med 50 % til hvert værk. Disse værker er modelleret på samme vis som det centrale kraftvarmeværk, men der er anvendt en Cv-værdi på 0,12 i stedet for 0,18. På basis af Cv-værdien samt el- og varmeproduktionen for de respektive værker i 2006 (DONG Energy, 2007d; Vattenfall, 2007) er der allokeret følgende del af ressourcer og emissioner til varme:

- AMV3: 7,5 %
- AVV1: 5,5 %

I forhold til det centrale, kraftvarmeværk hvor knap 16% blev allokeret til varme, er det væsentligt billigere miljømæssigt set at producere varme på de to københavnske værker. AVV2 og HCV er modelleret på samme vis som det decentrale kraftvarmeværk, idet de hovedsageligt kører i modtryksdrift. El- og varmevirkningsgrader samt Cm-værdier for de to værker fremgår af tabel 3.5.

Tabel 3.5. El- og varmevirkningsgrader i modtryksdrift samt Cm-værdier for AVV2 og HCV. Efter DONG Energy (2007b).

| | AVV2 | HCV |
|------------------------|------|------|
| Elvirkningsgrad (%) | 34,6 | 32,7 |
| Varmevirkningsgrad (%) | 55,6 | 56,6 |
| Cm | 0,62 | 0,58 |

Cm-værdierne er anvendt til at beregne den manglende el i systemet som følge af, at værkerne skal reducere deres varmeproduktion og dermed deres elproduktion. Den manglende el antages at blive dækket af marginal el og udgør 15 % i forhold til forbrændingsanlæggets energiproduktion for AVV2 og 11 % for HCV. Varme anses som det determinerende produkt for AVV2 og HCV, hvorfor der allokeres efter energiindhold.

Spidslastværkerne producerer kun varme, hvorfor det i dette tilfælde ikke er nødvendigt at allokere.

Energisubstitution ved medforbrænding af RDF

Energisubstitution ved medforbrænding af RDF på et centralt, kulfyret kraftvarmeværk er modelleret som en fortrængt kulmængde. Driftsmønsteret på det kulfyrede kraftværk antages uændret, hvorfor det bliver kul, som substitueres, og ikke el og varme som ved forbrænding på et dedikeret forbrændingsanlæg. 1 MJ RDF antages i modelleringen at substituere 1 MJ kul.

I Energistyrelsen (2008) sættes der for medforbrænding i København spørgsmålstegn ved, om det er kul der substitueres. Energistyrelsen fremhæver, at naturgas er et langt dyrere brændsel end kul, hvilket vil resultere i, at den mængde kul som i første omgang spares, vil blive anvendt på et andet værk i stedet for naturgas. Hermed bliver naturgas det substituerede brændsel. Denne argumentation er efterfølgende blevet afvist af DONG Energy, som ikke mener, substitution af naturgas er et reelt scenarie. Årsagen er, at kraftværkerne er forpligtede til at anvende en vis mængde naturgas, hvilket betyder, at det ikke vil være muligt for værkerne at anvende kul i stedet for naturgas på trods af, at det økonomisk set vil være mest fordelagtigt.

Energisubstitution ved udnyttelse af biogas produceret på KBK-anlægget

KBK-processen producerer biogas fra den organiske del af dagrenovationsaffald ved anaerob udrådning. Effektiviteten af processen er sat til 70 % udnyttelse af biogaspotential i affaldet som beskrevet i detaljer i Møller & Christensen (2007).

Biogassen omdannes på anlægget til el og varme vha. en gasmotor, som har en elvirkningsgrad på 39,1 og en varmeevirkningsgrad på 43,6 % af gassens nedre brændværdi. Gasmotoren tænkes tilsluttet elnettet og et fjernvarmenet.

Energisubstitutionen modelleres på samme måde som for forbrændingsanlægget i det centrale kraftværks område, idet den producerede el leveres til elnettet og varmen til fjernvarmenettet, hvor det substituerer marginal el og varme baseret på kul. I det decentrale område samt i Københavnsområdet tilsluttes gasmotoren ikke fjernvarmenettet, da det som vist nedenfor er miljømæssigt set mindre hensigtsmæssigt, og gasmotoren pga. den relativt beskedne størrelse kan køles uden at være tilknyttet et fjernvarmesystem.

3.1.6 Affaldsmængder og affaldssammensætning

Den forbrændingsegne affaldsmængde i Danmark i 2005 fordelte sig som beskrevet i tabel 3.6 (Miljøstyrelsen, 2006).

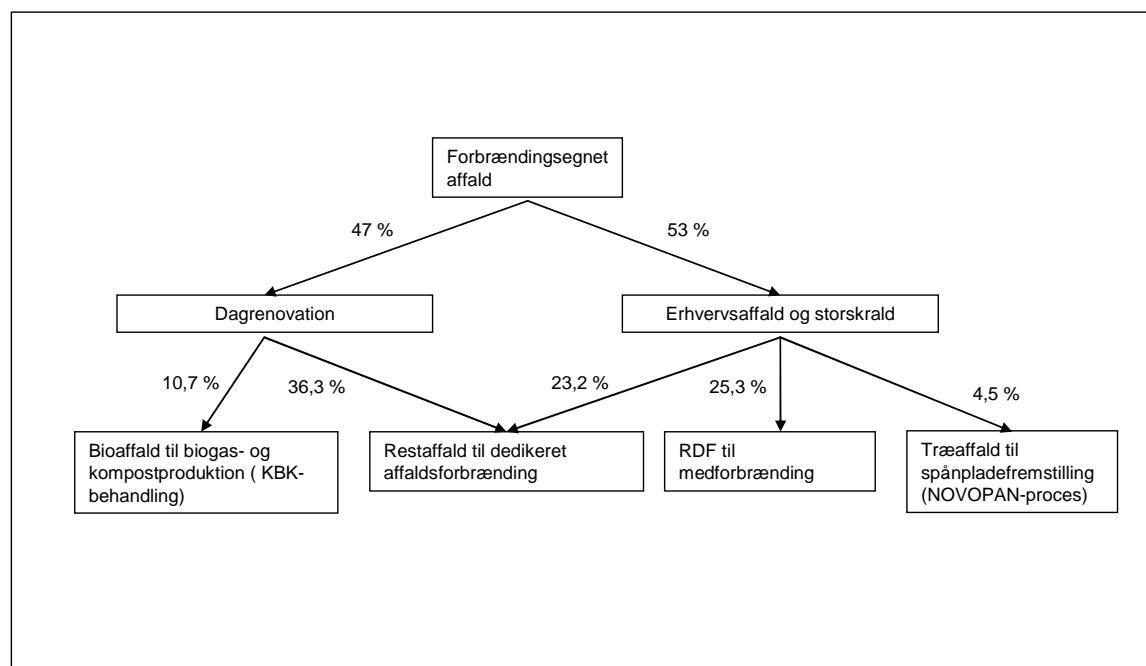
Tabel 3.6. Forbrændingseget affald i Danmark i 2005.

| | | Mængde (1000 ton) | Andel (%) |
|--------------------|-----------------|-------------------|-----------|
| Husholdningsaffald | Dagrenovation | 1.467 | 47 |
| | Storskrald | 412 | 13 |
| | Andet | 47 | 1 |
| Erhvervsaffald | Service | 833 | 27 |
| | Industri | 268 | 9 |
| | Bygge- og anlæg | 106 | 3 |
| | Andet | 2 | 0 |
| | I alt | 3.135 | 100 |

Ud af den samlede mængde forbrændingseget affald antages dagrenovationen (47 %) fortsat tilført dedikerede forbrændingsanlæg (med eller uden udsortering af bioaffald), hvorimod der fra det resterende affald (53 %) antages at kunne udsorteres en RDF-mængde svarende til 25,3 % af den samlede mængde forbrændingseget affald. I forbindelse med udsortering af RDF-fraktionen udsorteres træ til genanvendelse svarende til 4,5 % af den samlede mængde forbrændingseget affald. En restmængde på 23,2 % antages fortsat efter sorteringen tilført forbrændingsanlæg.

Af dagrenovationen antages der at kunne udsorteres bioaffald svarende til 46,9 % af potentialet (Møller & Christensen, 2007). Bioaffald – i dette projekt defineret som madaffald, aftøringspapir, blomsteraffald og dyreekskrementer – udgør ifølge den anvendte affaldssammensætning 49,2 % af dagrenovationen. Det gøres her opmærksom på, at papir og glasaffald til genanvendelse antages på forhånd at være udsorteret; derfor den relativt store andel af bioaffald i dagrenovationen. Sammenholdt med en sorteringseffektivitet på 46,9 % af potentialet resulterer det i, at 10,7 % af den samlede mængde forbrændingseget affaldet kan udsorteres og transporteres til biologisk behandling på et KBK-anlæg. Mængderne af bioaffald er som sagt baseret på konkrete data fra kommuner i et foregående projekt, men dette

udelukker ikke, at en større del af bioaffaldet potentielt kan udsorteres. Figur 3.8 viser fordelingen af de forskellige affaldsfraktioner, som de er anvendt i dette projekt.



Figur 3.8. Fordeling af affaldsfraktioner (% våd vægt) benyttet til modellering af scenarier i projektet.

En mere detaljeret sammensætning af RDF-fraktionen opdelt på materialefraktioner, som oplyst af DONG Energy (DONG Energi, 2007e), kan ses af tabel 3.7.

Tabel 3.7. Sammensætning af RDF-fraktion.

| | Fordeling (% våd vægt) |
|--------------|------------------------|
| Plast | 25,5 |
| Træ | 30,8 |
| Gummi | 7,6 |
| Flamingo | 4,2 |
| Papir og pap | 29,2 |
| Tæpper | 2,7 |

Den kemiske sammensætning af dagrenovation er taget fra Riber et al. (2008), og den kemiske sammensætning af RDF stammer fra sorteringsforsøg på NOMI's anlæg (*affald danmark*). Den kemiske sammensætning af den resterende mængde forbrændingseget affald, når dagrenovation, RDF og træ er udsorteret, blev beregnet på basis af masse- og stofbalancer på Vestforbrænding og Århus forbrændingsanlæg i 2005, hvorfra den samlede kemiske sammensætning af forbrændingseget affald kendes. Den kemiske sammensætning af restmængden findes således som sammensætningen af forbrændingseget affald fratrasket sammensætningen af dagrenovation, RDF og træ.

I Tabel 3.8 ses hvorledes denne beregning påvirker brændværdier, vandindhold og askeindhold i de forskellige affaldsfraktioner, der genereres ved udsortering af RDF. Det høje askeindhold i restfraktionen skyldes, at jerngenanvendelse ikke modelleres, hvorfor alt affaldsjern ender i denne fraktion. RDF-fraktionen har en høj brændværdi og samtidigt et lavt kloridindhold (se bilagsrapport), hvilket sammenholdt med den lave brændværdi i restfraktionen tyder på, at der ikke fuldstændigt kan redegøres for

affaldets PVC-indhold. Denne fraktion er netop karakteriseret ved høj brændværdi og højt kloridindhold, hvilket ikke afspejles i restfraktionen, og det er derfor usikkert, om det i praksis er muligt at udsortere en så stor mængde RDF med den angivne brændværdi og kloridindhold.

Tabel 3.8. Brændelseskarakteristik af forbrændingseget affald (dagrenovation er ikke inkluderet) ved udsortering af RDF og affaldstræ.

| Parameter | Enhed | Restaffald efter grovsortering ¹ | RDF-fraktion | Affaldstræ | Restfraktion fra udsortering af RDF og affaldstræ ² |
|------------------|----------------------|---|--------------|------------|--|
| Nedre brændværdi | MJ/kg (tør) | 13,6 | 19,5 | 18,0 | 7,30 |
| | MJ/kg (våd) | 11,7 | 16,5 | 16,2 | 6,20 |
| | MJ/kg (tør, askefri) | 18,7 | 22,2 | 20,0 | 13,0 |
| | | | | | |
| Vandindhold | % (våd) | 13 | 15 | 10 | 14 |
| Askeindhold | % (tør) | 27 | 12 | 10 | 44 |

¹Denne fraktion bliver tilbage, når der udtages affald til efterfølgende udsortering af RDF og træ.

²Efter udsortering af RDF og affaldstræ bliver denne fraktion tilbage. I figur 3.1 er fraktionen inkluderet i de 23,2 % restaffald fra storskrald og erhvervsaffald.

Affaldets kulstofindhold fordeles på fossilt og ikke-fossilt (biogent) kulstof på samme måde som der skelnes i mellem disse typer i DMU's opgørelse af emissionsfaktorer (Nielsen & Illerup, 2003), idet modelleringerne af potentiel drivhuseffekt ved forbrænding eller anden omdannelse af kulstof afhænger af dette forhold. Kulstoffets oprindelse kan med rimelig sikkerhed estimeres for specifikke materialefraktioner i affaldet, men ikke for blandede affaldstyper som "forbrændingseget affald" eller "husholdningsaffald". Ud fra et kendskab til indholdet af fossilt og ikke-fossilt kulstof i de 48 materialefraktioner, som beskriver dagrenovationssammensætningen i EASEWASTE, ansloges fordelingen i dagrenovation til 30 % fossilt og 70 % ikke-fossilt kulstof.

Dette blev sammenholdt med oplysninger fra NOMI (DONG Energy, 2007a) om hvilke materialefraktioner, der indgik i forbrændingseget affald og RDF-fraktion (dagrenovation undtaget), hvorved andelen af fossilt kulstof kunne estimeres. Det blev desuden antaget, at fordelingen mellem fossilt og ikke-fossilt kulstof i restaffaldet fra storskrald og erhvervsaffald var som i dagrenovation uden bioaffald. Under disse forudsætninger blev fordelingen af kulstof i forbrændingseget affald estimeret til 32 % fossilt og 68 % ikke-fossilt kulstof. Tabel 3.9 viser brændværdier og CO₂-emissionsfaktorer for de i projektet modellerede affaldsfraktioner. Det ses af tabellen, at emissionsfaktoren for det fossile bidrag fra forbrændingseget affald er betydeligt større end de 17,5 kg CO₂/GJ som angives af DMU (Nielsen & Illerup, 2003).

Tabel 3.9. Brændværdi og CO₂-emissionsfaktorer for affaldsfraktioner benyttet ved modelleret af scenarier i projektet. Emissionsfaktorer for kul og naturgas er angivet til sammenligning

| | Nedre brændværdi (GJ/ton vådvægt) | Specifik CO ₂ -emission ved forbrænding (kg/GJ) | |
|--------------------------|--------------------------------------|---|--------|
| | | Total | Fossil |
| Forbrændingsegnet affald | 10,8 | 106 | 34 |
| RDF | 16,5 | 93 | 37 |
| Træaffald | 16,2 | 106 | 2 |
| Bioaffald | 4,3 | 130 | 2 |
| Kul* | 24,8 | | 95,0 |
| Naturgas* | 39,5 (per 1000 Nm ³) | | 56,8 |

*Energistyrelsen (2007)

3.2 Livscyklusvurderingens udformning

3.2.1 Konsekvens LCA

Miljøvurderingen er udført som en *konsekvens* LCA, hvilket betyder, at det er konsekvensen af en beslutning, som modelleres. Et eksempel på et spørgsmål, der kan besvares ud fra denne metode, er ”hvad er den miljømæssige konsekvens af at medforbrænde affald på kulkraftanlæg i stedet for at brænde det på et dedikeret forbrændingsanlæg?” Et centralt element i udførelsen af konsekvens LCA’er er anvendelsen af *marginale* teknologier. Den marginale teknologi, er den teknologi, der i sidste ende bliver påvirket af ændringen, dvs. den mest følsomme leverandør (Weidema et al. (1999); Ekvall & Weidema (2004)).

Der skelnes i princippet mellem to typer marginaler, en kortsigtet og en langsigtet. En kortsigtet marginal teknologi er en eksisterende teknologi, som justerer sin produktion efter efterspørgslen på markedet. En langsigtet marginal teknologi er den teknologi, der vil blive opført eller nedlagt som følge af ændringer i efterspørgslen på langt sigt. I virkeligheden vil de fleste ændringer have både kortsigtede og langsigtede konsekvenser, hvilket vil være tilfældet for et dynamisk system som energisystemet. Det vil imidlertid kræve en detaljeret modellering af hele energisystemet - og ikke kun de teknologier, som indgår i den aktuelle livscyklusvurdering - at bestemme denne *komplekse* marginal, og det er som regel ikke muligt inden for rammerne af en LCA. I stedet vælges ofte den langsigtede marginal, idet LCA’ens resultater skal kunne anvendes til at træffe beslutninger om fremtiden.

3.2.2 Allokeringsprocedurer

Der er i denne rapport så vidt muligt anvendt systemudvidelse, hvilket betyder, at processer, der ligger uden for det modellerede system, inkluderes, såfremt de berøres af aktiviteter i det modellerede system. De berørte processer inkluderes ved at miljøpåvirkningerne fra disse krediteres det samlede system. Dette er i tråd med anbefalingerne i ISO 14044, som anbefaler brug af systemudvidelse før allokering (Dansk Standard, 2006). Et eksempel på systemudvidelse er håndteringen af el- og varmeproduktion fra affaldsforbrænding, som antages at fortrænge marginal el og varme produceret på danske kraftvarmeværker.

Fordeling af miljøpåvirkninger ved samproduktion af el og varme på et kraftvarmeværk er foretaget ved allokering. Der findes flere metoder til allokering af emissioner og ressourceforbrug i LCA, men allokering efter energikvalitet (exergi) og energiindhold er de mest anvendte og repræsenterer to yderpunkter i fortolkningen. Energifkvalitet er et udtryk for, hvor stor en andel af energien, der kan udnyttes til arbejde, og her ligger el højt på skalaen, mens fjernvarme ligger lavt. Allokering efter energifkvalitet, vil en stor del af miljøbelastningerne tillægges el, hvorved varmeproduktionen bliver relativ billig, idet det antages, at 1 kWh varme svarer til ca. 0,15 kWh el (Elsam et al., 2000). Allokering derimod efter energiindhold, antages 1 kWh varme at svare til 1 kWh el. Ved at bruge dette alternativ bliver el relativt billig og varme relativt dyrt miljømæssigt set.

Det er normal procedure indenfor LCA, at det produkt, der vurderes at være determinerende for produktionen, tildeles de største miljøbelastninger. Vurderes det, at el er det determinerende produkt, skal el ligeledes bære de største byrder miljømæssigt set, hvorfor der allokering efter energifkvalitet. I dette projekt er el produceret på marginale kraftvarmeværker regnet som determinerende produkt, og der er allokering efter energifkvalitet. Det samme gælder for el produceret på centrale kraftvarmeværker, på nær Avedøreværket blok 2 og HC Ørstedværket hvor varme betragtes som det determinerende produkt, hvorfor der er allokering efter energiindhold. For det decentrale kraftvarmeværk antages varme ligeledes at være det determinerende produkt.

3.2.3 CO₂-kvotesystemet

I en LCA, hvor de markeds-mæssige kræfter spiller en stor rolle for identifikation af de marginale teknologier, kan der argumenteres for, at også betydningen af EU's CO₂-kvotesystem bør inkluderes i vurderingen. Der er i denne miljøvurdering imidlertid taget udgangspunkt i de faktiske emissioner fra de forskellige anlæg og dermed ikke for eventuelle konsekvenser af CO₂-kvotesystemet. Kvotesystemet beskrives kort i det følgende.

Baggrunden for kvotesystemet er, at Danmark gennem Kyoto-protokollen og gennem en aftale med de øvrige EU-lande har forpligtet sig til, at CO₂-udledningen skal være reduceret med 21 pct. i perioden 2008-2012 i forhold til 1990.

Kvotesystemet er det vigtigste instrument til at overholde denne forpligtelse. Ordningen trådte for alvor i kraft den 1. januar 2008 efter en treårig prøveperiode. Over 10.000 virksomheder, der står for halvdelen af den samlede emission i EU, er omfattet af ordningen. Omkring halvdelen af den danske CO₂-udledning er omfattet af kvotesystemet, herunder alle de større decentrale kraftvarmeværker (med en indfyret kapacitet på mere end 20 MW).

Forbrændingsanlæg er dog ikke omfattet uanset størrelse. Hvis en kvoteomfattet virksomhed vælger at udlede mere CO₂ skal virksomheden købe flere kvoter. Hermed stiger kvoteprisen tilstrækkeligt til, at en anden kvoteomfattet virksomhed reducerer sin udledning. Tilsvarende vil en reduktion af CO₂ på en virksomhed medføre muligt salg af kvoter med lavere pris til følge – dermed en mulig højere CO₂-produktion på en anden virksomhed. Den samlede udledning fra de omfattede virksomheder er hermed konstant, uanset de tiltag der sker på den enkelte virksomhed.

EU kommissionen fremlagde i januar 2008 en samlet klimapakke for at nå målet om 20% CO₂-reduktion i 2020, herunder et forslag til revision af kvotedirektivet. Ifølge dette forslag, vil landenes nationale målsætninger udelukkende gælde de ikke-kvoteomfattede sektorer, medens målene i kvotesektoren fastlægges på EU-niveau. Dedikeret affaldsforbrænding vil fortsat ikke være kvoteomfattet. I praksis betyder dette, at CO₂-emissionen fra fossilt affald indgår i Danmarks nationale klimaregnskab, såfremt det afbrændes på et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg. Såfremt affaldet medforbrændes på et centralt anlæg vil det "forsvinde" fra det nationale regnskab, hvorved Danmarks nationale klimamål for 2020 bliver lettere at nå – dog afhængig af den lokale reference.

CO₂-kvotesystemet kan have en betydning for substitutionen af den CO₂-neutrale del af den energi, der produceres på affald. Hvis affaldet erstatter kul på et kraftværk (medforbrænding), vil systemet på kort sigt frigøre kvoter til fossil energiproduktion andet steds inden for Europa. Tilsvarende vil energi fra et forbrændingsanlæg (ikke omfattet af kvotesystemet) medføre en substitution af energi på de kvotebelagte kraftvarmeværker, med - i princippet - samme konsekvens.

En miljøvurdering, der tager højde for dette, skulle inddrage en vurdering af, hvor mange CO₂-kvoter, der frigøres i de forskellige scenarier, og hvor de i så fald ville blive anvendt – også set i forhold til de danske klimamål, der omfatter forbrændingsanlæg men ikke de større kraftvarmeværker. Det er en kompliceret vurdering, og da kvotesystemet ligeledes skal revideres om nogle år, er det valgt at se bort fra de eventuelle konsekvenser af systemet.

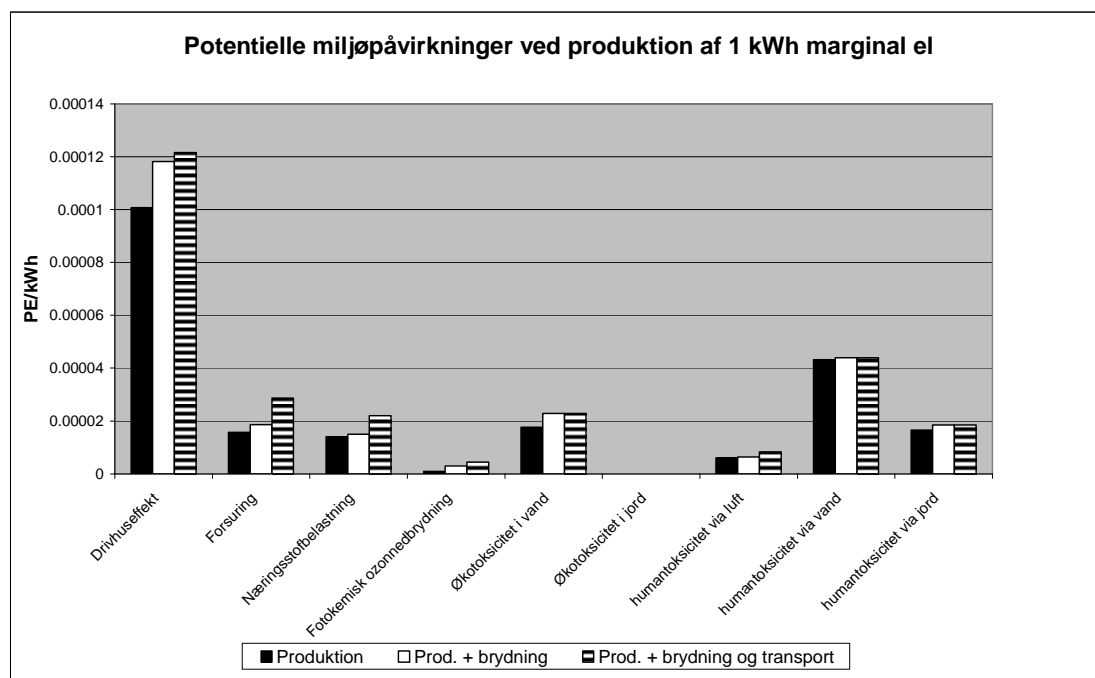
3.2.4 Kriterier for udeladelse (og inkludering) af data

Da projektet har fokus på besparelser af kul til energifremstilling var der en indledende diskussion i projektgruppen, om hvorvidt miljøpåvirkninger forbundet med brydning og efterfølgende transport af kul til Danmark skulle inkluderes i miljøvurderingen, eller om man udelukkende skulle inkludere miljøpåvirkninger forbundet med besparelser på kulfyrede kraftværker i Danmark.

I den oprindelige projektformulering fra *affald danmark* blev det anført, at udelukkende miljøeffekter i Danmark skulle inkluderes i livscyklusvurderingen. Et sådant forbehold kan sjældent opretholdes i en livscyklusvurdering, idet det ofte er nødvendigt at inddrage processer, som har miljøkonsekvenser uden for Danmark. Som eksempel kan anføres trægenanvendelse (NOVOPAN-processen); her forudsættes, at sparet rundtræ indfyres på et biomassefyret kraftvarmeværk i Sverige. Mht. KBK-scenariet substituerer den producerede kompost uorganiske gødningsprodukter, som modelleres vha. europæiske produktionsprocesser. Der er ligeledes en række processer, som beskriver anvendelse af hjælpestoffer på forbrændingsanlæg og RDF-fyret kulkraftvarmeværk, som indeholder underprocesser, der har oprindelse uden for Danmarks grænser.

Dette betyder ikke, at det under alle omstændigheder vil være nødvendigt at medtage kulbrydning i miljøvurderingen for at være konsistent; hvis denne proces kun bidrager til emissioner og ressourceforbrug i meget ringe grad, kan den udelades. Der blev derfor udført en LCA-screening, hvor man sammenlignede miljøpåvirkningerne ved

produktion af 1 KWh marginal el hhv. med og uden kulbrydning og transport inkluderet. Der blev benyttet en kulbrydningsproces fra UMIP-databasen. Som det ses af figur 3.9, havde det relativ stor betydning at inkludere disse processer.



Figur 3.9. Betydning af at inkludere kulbrydning og transport i modellering af ²marginal elproduktion

Det blev derfor vurderet, at det var nødvendigt at inkludere kulbrydning og transport af kul til Danmark ved modellering af produktion af energi- og energiforbrug i projektet. For at opretholde analysens konsistens blev der ligeledes inkluderet miljøpåvirkninger fra produktion af naturgas i den videre modellering.

3.2.5 Valg af påvirkningskategorier og metoder til at evaluere miljøpåvirkninger

Livscyklusvurderingen i dette projekt blev udført ifølge UMIP-metoden (Wenzel et al., 1997) med opdaterede normaliseringsreferencer for EU-15 lande ifølge EDIP 2003, som beskrevet af Stranddorf et al. (2005). UMIP-metoden er den danske metode, som anvendes til livscyklusvurdering af industrielle produkter.

Det er i dette projekt valgt at samle emissionerne i de potentielle miljøpåvirkningskategorier: drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning og fotokemisk ozondannelse, samt de potentielle toksiske påvirkningskategorier i form af økotoxicitet i jord og vand og humantoksicitet via jord, vand og luft.

Alle emissioner, der bidrager til en påvirkningskategori, adderes vægtet i forhold til deres belastning og emissionens størrelse og gives samme enhed, som vist i tabel 3.10. De potentielle miljøpåvirkninger kan endvidere omregnes for hver af påvirkningskategorierne til en fælles enhed i form af en personækvivalent (PE) eller millipersonækvivalent (mPE), idet de faktiske belastninger divideres med den

² Denne figur bygger på marginal el i 2005, som beskrevet af energinet.dk (Behnke, 2006). I resten af rapporten er der anvendt data opdateret til 2007 for marginal el.

gennemsnitlige årlige belastning fra én person – dette kaldes normalisering. Tabel 3.10. viser de anvendte normaliseringsfaktorer, som benyttes til omregning til personækvivalenter.

Ved normalisering bliver man i stand til at afgøre i hvilke påvirkningskategorier systemet bidrager mest set i forhold til samfundets samlede miljøpåvirkninger, men der bliver ikke taget stilling til de enkelte kategoriers relative betydning mht. miljøpåvirkning. Man kan derfor ikke ved at optælle, i hvor mange kategorier ét alternativ er bedre end et andet, afgøre hvilket alternativ, der overordnet er bedst.

Tabel 3.10. De valgte miljøpåvirkningskategorier fra UMIP-metoden

| Potentielle miljøeffekter | Enhed | Vigtige stoffer, som bidrager til miljøeffekt | Personækvivalent-enhed/person per år (normaliseringsreference) |
|--------------------------------|--|---|--|
| Drivhuseffekt | kg CO ₂ -ækv. | CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CO | 8700 |
| Forsuring | kg SO ₂ -ækv. | SO ₂ , NO _x , NH ₃ | 74 |
| Næringssaltbelastning | kg NO ₃ -ækv. | NO ₃ , NO _x , NH ₃ , PO ₄ | 119 |
| Fotokemisk ozondannelse (smog) | kg C ₂ H ₄ -ækv. | VOC | 25 |
| Økotoxicitet i vand | m ³ vand | PAH, Tungmetaller | 3,52* 10 ⁵ |
| Økotoxicitet i jord | m ³ jord | Tungmetaller, VOC | 9,64* 10 ⁵ |
| Human toksicitet via luft | m ³ luft | VOC | 6,09 * 10 ¹⁰ |
| Human toksicitet via vand | m ³ vand | Tungmetaller, Dioxin | 5,22* 10 ⁴ |
| Human toksicitet via jord | m ³ jord | Tungmetaller, VOC | 127 |
| | | | Personreserve/person (vægtningsreference) |
| Ressourceforbrug | | | |
| Stenkul | kg | | 1* 10 ⁻⁵ |
| Råolie | kg | | 3,9* 10 ⁻⁵ |
| Naturgas | m ³ | | 5,2* 10 ⁻⁵ |

Ressourceforbruget er også opgjort i dette projekt. For alle ressourcer gælder det, at massen af de rene materialer opgøres. Ressourceforbrug omregnes ligesom miljøpåvirkninger til en fælles enhed i form af en personreserve (PR eller mPR), hvor det faktiske forbrug vægtes i forhold til forsyningshorisonten af de enkelte ressourcer. Personreserven beskriver således ressourceforbruget i forhold til den mængde en gennemsnitsperson samt dennes efterkommere råder over. Vægtningsreferencer for de ressourcer, som er opgjort i projektet, er vist i tabel 3.10.

3.2.6 LCA-modellen EASEWASTE

LCA-modelleringen er gennemført med LCA-modellen EASEWASTE (Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies), der er udviklet ved Danmarks Tekniske Universitet. Med udgangspunkt i en detaljeret kemisk sammensætning af op til 48 materialefraktioner i affaldet beregner EASEWASTE masse-flow, ressourceforbrug og emissioner fra affaldssystemer, som defineres af brugeren. EASEWASTE omfatter kildesortering, indsamling og transport af affald, materialeoparbejdningsfaciliteter, forbrændingsanlæg, komposteringsanlæg, biogasanlæg, kombinerede biogas- og komposteringsanlæg, deponeringsanlæg,

anvendelse af organisk affald i jordbruget, genanvendelse af materialer, energiudnyttelse samt materialeudnyttelse. Modellen indeholder data for udvalgte anlæg og processer, men tillader også at specifikke anlæg opstilles og gemmes i modellen. Scenarier med flere strenge kan opstilles for et givet system startende med affaldsgenereringen og afsluttende med slutdisponeringen i deponi, ved industriel materialegenanvendelse, udspreddt på landbrugsjord, udnyttelse i energianlæg eller ved materialeudnyttelse, f.eks. som slagter i veje. Hvor der sker materialegenanvendelse, energiudnyttelse eller materialeudnyttelse, krediteres affaldssystemer for de ressourcemæssige og miljømæssige besparelser, der opnås ved, at den tilsvarende produktion baseret på jomfruelige materialer undgås. EASEWASTE integrerer miljøpåvirkninger over de første 100 år; dette er den tidsperiode, som miljøvurderingen dækker. EASEWASTE indeholder databaser for en række centrale processer, for eksempel for transport, elektricitets- og varmfremstilling. EASEWASTE-modellen er nærmere beskrevet i Kirkeby et al. (2006) og Hansen et al. (2006).

3.2.7 Rapportformat

Rapporten beskriver en sammenlignende livscyklusvurdering (LCA), der opgør miljøpåvirkningerne ved et antal alternative metoder til at behandle affald (som alle inkluderer energiindvinding) set i forhold til miljøpåvirkningerne ved dedikeret affaldsforbrænding. Vurderingen er udført som en såkaldt konsekvens LCA, hvilket indebærer, at der så vidt muligt er anvendt data for marginale processer, dvs. data for de processer, der i realiteten berøres af ændringer i systemerne. Rapporten er så vidt muligt udført i overensstemmelse med ISO-standard 14044 om LCA-projekter; dette inkluderer bl.a. gennemsigtighed i beskrivelse af livscyklusvurderingens forudsætninger og datakvalitet samt anbefalinger med hensyn til fortolkning af resultater.

4 Kortlægning af livscyklus

4.1 *Beskrivelse af teknologier samt deres livscyklusopgørelser (LCI)*

De tre hovedteknologier, der er modelleret i LCA'en, er et RDF-fyret kulkraftværk, et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg samt KBK-anlægget, som kombinerer bioforgasning med kompostering. Trægenanvendelse er ligeledes inkluderet som teknologi, idet oparbejdning af brændbart affald genererer en fraktion af træaffald velegnet til genanvendelse. I bilagsrapporten ses de fire teknologiers LCI'er, dvs. ressourceforbrug og emissioner forbundet med håndtering af 1 ton affald. Dette afsnit afrundes med en beskrivelse af forgasning og fremstilling af biobrændsel, to teknologier som også er potentielle energiteknologier, men som endnu ikke er på et stadie, hvor det er muligt at skaffe fremskaffe pålidelige miljødata. Som konsekvens af dette er de ikke en del af LCA-modelleringen og beskrives kun kvalitativt.

4.1.1 RDF-fyret kulkraftværk

Det RDF-fyrede kulkraftværk er modelleret med udgangspunkt i et notat, hvor processpecifikke emissioner fra et kulfyret kraftværk ved ren kulfyring henholdsvis ved kulfyring kombineret med affaldsforbrænding er opgjort (DONG Energy, 2007b). Affaldsspecifikke emissioner, fordelingskoefficienter og ressourceforbrug er modelleret i henhold til oplysninger fra Sander (2007). Der modelleres både våd og semitør røggasrensning, da emissionerne fordeler sig forskelligt afhængig af rensningsmetode. Emissioner fra disponering af restprodukterne (bundaske, flyveaske og afsvovlingsprodukt) inkluderes ikke i LCA'en. Det samme er tilfældet for spildevandsemissioner fra våd røggasrensning.

I modelleringen er der anvendt fordelingskoefficienter svarende til, at RDF udgør 5% af den forbrændte masse. Fordelingskoefficienterne er beregnet på baggrund af en massebalancemodel, hvor der tages udgangspunkt i en række anlægstekniske parametre (rensning, brændselskemi, konfiguration, m.m.). Der er i princippet ikke en lineær sammenhæng mellem input og output, og tallene er derfor et miks af kul og affald. Fordelingskoefficienterne er behæftet med en vis usikkerhed, da ikke kun RDF, men også kul har varierende kemi (Sander, 2007).

I LCA-modelleringen antages det, at RDF substituerer kul 100% på energiindhold. Det skal ikke forveksles med det kulfyrede kraftværks virkningsgrad, men er blot et udtryk for, at der substitueres brændsel i forholdet 1:1 uafhængigt af kraftværkets virkningsgrad, der i øvrigt antages uændret ved indfyring af affald.

Ressourceforbrug relateret til sortering og oparbejdning af RDF stammer fra henholdsvis Damgaard (2007) og DONG Energy (2007e).

I bilagsrapporten findes følgende LCI'er:

- Medforbrænding af 1 ton RDF på kulfyret kraftværk

- Forbrænding af 1 MJ kul på kulfyret kraftværk
- Sortering og oparbejdning af 1 ton forbrændingseget affald

4.1.2 Affaldsforbrændingsanlæg

Det dedikerede affaldsforbrændingsanlæg er modelleret med udgangspunkt i ovn 5 på Vestforbrænding med ændringer i emissioner og energiproduktion, så det modsvarer den teknologi, som ville blive anvendt, hvis et nyt anlæg skulle bygges.

Vestforbrændings ovn 5 er en ristefyret ovn med posefiltre, våd røggasrensning og røggaskondensering. Slam fra spildevandsrensningen blandes med flyveasken.

Anlægget producerer følgende output: røggas, flyveaske/slam, slagge, gips samt spildevand, men da håndtering af restprodukter ikke inddrages i LCA'en, er kun røggasemissionerne modelleret.

Forbrug, produktion og emissioner er baseret på opgørelser fra Vestforbrænding I/S grønne regnskab fra 2005. På det tidspunkt var røggaskondensering ikke implementeret, og der blev derfor foretaget følgende ændringer i LCI'en efter aftale med *affald danmark*:

- Hg luftemissionen blev sat til 0,40 % af Hg-indholdet i affaldet for at inkludere effekten af røggaskondensering
- Processpecifik HF-emissionen til luft blev sat til 0,0009 kg/ton for at inkludere effekten af røggaskondensering
- Processpecifik dioxinemissionen blev sat til $0,017 \times 10^{-9}$ kg/ton for at inkludere effekten af røggaskondensering (inkl. reaktive elementer)
- Internt elforbrug blev sat til 119 kWh/ton for at inkludere effekten af røggaskondensering

Med udgangspunkt i et tænkt fremtidigt højtydende forbrændingsanlæg blev el- og varmeproduktion blev sat til hhv. 22 og 73 % (netto, dvs. fratrasket egetforbrug) af affaldets nedre brændværdi.

4.1.3 KBK-anlæg

KBK-anlægget er et kombineret biogas- og komposteringsanlæg, som hovedsagelig behandler bioaffald med oprindelse i kildesorteret organisk dagrenovation. Anlægget består af en modtagehal og et antal procesmoduler med tilhørende biogasreaktor samt mekanisk udstyr til håndtering af affald og strukturmateriale. Den kombinerede biologiske behandling indledes ved at affald iblandet strukturmateriale (som genanvendes og derfor regnes som inert, selvom det i realiteten sandsynligvis ikke genanvendes 100 %), hovedsageligt neddelte have-parkaffald, anbringes i procesmodulerne, hvorefter det under anaerobe forhold overrisles med vand, her foregår syredannelse ved hydrolyse og fermentering. Perkolatet fra overrislingen udveksles med en procestank for biogasproduktion, dvs. metandannelse. Efter endt biogasproduktion initieres kompostering af affaldet ved at suge luft gennem procesmodulerne, mens udvekslingen af perkolat med procestanken stoppes. Under

komposteringsprocessen ledes procesluften fra modulerne gennem et biofilter. Efter komposteringsfasen med aktiv beluftning i reaktormodulerne flyttes kompostmaterialet i åbne miler til eftermodning. Den færdige kompost transporteres til nærliggende landbrug, hvor den ved anvendelse på jord antages at substituere kunstgødning. En yderligere konsekvens af kompostudbringningen er, at en del af kompostens kulstofindhold tænkes lagret (sekvesteret) i jorden. En nærmere beskrivelse af et KBK-anlæg kan findes Møller & Christensen (2007).

I bilagsrapporten findes LCI'er for behandling af affald på KBK-anlægget inkl. forbrænding af biogas samt for den efterfølgende udbringning af kompost på landbrugsjord. Da separat indsamling af bioaffald i en tidligere undersøgelse viste sig at være mere brændstofkrævende end indsamling af restaffald (Møller & Christensen, 2007) er denne forskel i dieselforbrug svarende til 2,3 l/ton bioaffald tillagt KBK-anlægget ud over dieselforbruget til intern transport på KBK-anlægget.

4.1.4 Trægenanvendelse

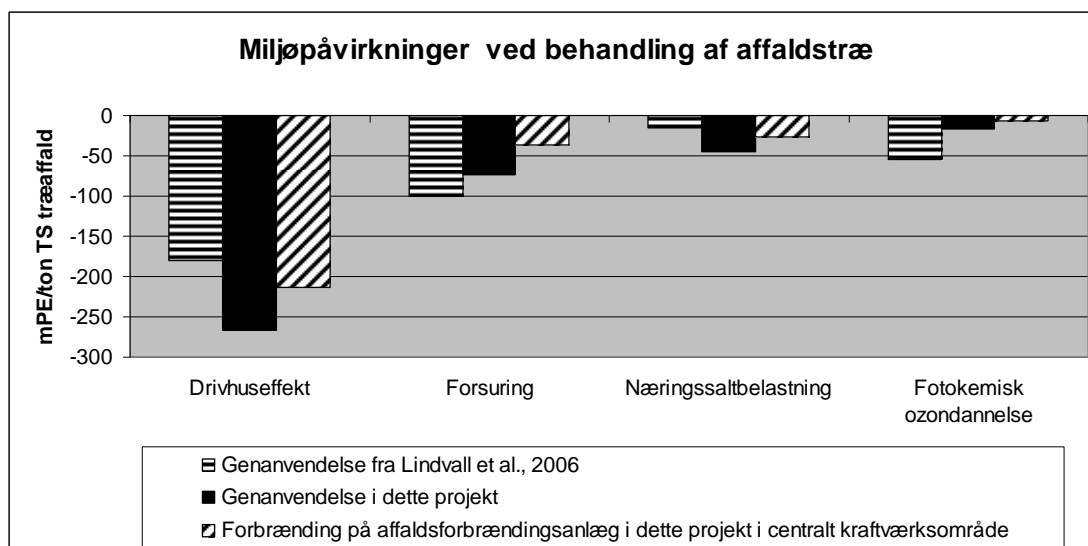
Ved sortering af affald for at opnå en velegnet RDF-fraktion til medforbrænding dannes der desuden en affaldsfraktion bestående af træaffald, som kan indgå i genanvendelsesprocesser som alternativ til medforbrænding eller dedikeret affaldsforbrænding. Størrelsen af denne træfraktion, samt hvorledes den modelleres i EASEWASTE, er nærmere beskrevet i afsnit 3.1.2. Selve processen, der modelleres i nærværende projekt, er beskrevet af Lindvall et al. (2006). Denne rapport "Indledende miljømæssig vurdering af disponeringen af træaffald i Danmark" beskriver miljøkonsekvenserne af tre alternative behandlingsmetoder for rent træaffald med oprindelse i Danmark: Forbrænding på et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg, forbrænding på et biomassefyret kraftvarmeværk i Sverige samt genanvendelse ved spånpladefremstilling på Novopan Træindustri's fabrik i Jylland.

Det overordnede resultat af rapporten var, at genanvendelse var miljømæssigt at foretrække frem for de andre alternativer i alle miljøpåvirkningskategorier, der blev undersøgt. Der blev anvendt naturgasfyret kraftvarme som marginal i projektet, men en følsomhedsanalyse med anvendelse af kulfyret kraftvarme ændrede ikke på den overordnede konklusion. Det blev dog understreget, at det overordnede resultat til fordel for genanvendelse var afhængigt af fastlæggelse af systemgrænser samt tidsperspektivet for livscyklusvurderingen.

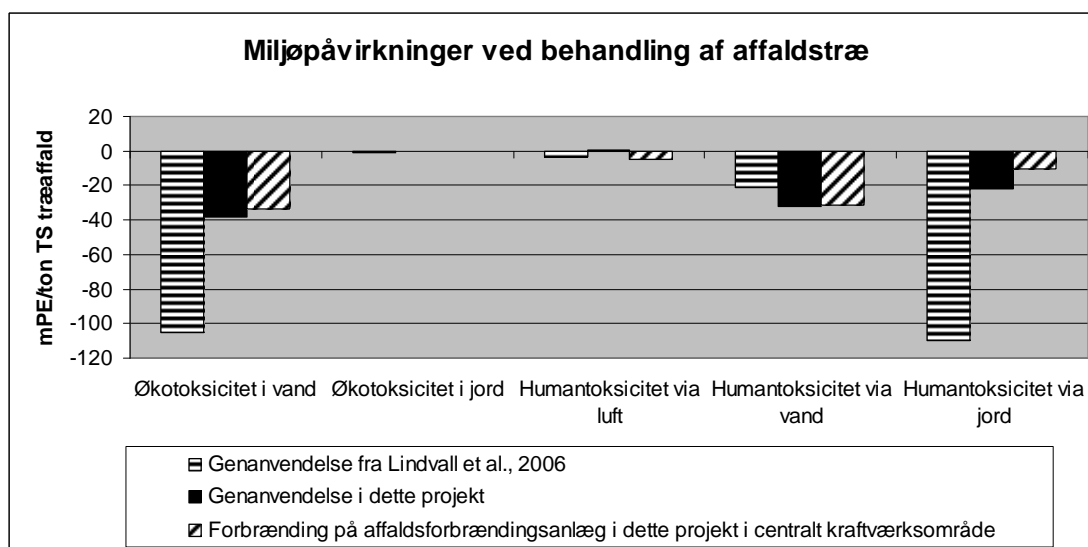
Man antog således, at nyt træ er en begrænset ressource, som alternativt (hvis det ikke benyttes til spånpladefremstilling) benyttes til fyring på et biomassefyret kraftvarmeværk, hvorved mere forurenende kraftvarmefremstilling baseret på fossile brændsler substitueres. Set i lyset af det stigende energibehov, anses det som en realistisk mulighed, som derfor er valgt i dette projekt. Genanvendelse af affaldstræ til spånpladefremstilling får derfor følgende konsekvenser: Da affaldstræ er mere tørt end nyt træ (rundtræ) spares fuelolie til tørring, desuden frigøres rundtræ til forbrænding på et kraftvarmeværk og denne energiproduktion godskrives genbrugsprocessen. Pga. denne energigevinst bliver besparelsen af fuelolie til tørring afgørende.

I dette projekt er trægenanvendelse modelleret som beskrevet i Lindvall et al. (2006), dvs. med godskrivning af energifremstilling af sparet rundtræ, dog med visse modifikationer. Disse skyldes bl.a. anvendelse af andre eksterne processer til at

beskrive substitution af el og varme (som inkluderer kulbrydning). Modelleringen af trægenanvendelse giver derfor ikke helt identiske resultater i forhold til nævnte rapport. I figur 4.1 og 4.2 ses potentielle miljøpåvirkninger sat i forhold til affaldsforbrænding ved genanvendelse af 1 ton TS affaldstræ som beskrevet i Lindvall et al. (2006) og som genanvendelsesprocessen er modelleret vha. EASEWASTE i nærværende rapport.



Figur 4.1. Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved genanvendelse af 1 ton TS affaldstræ som det fremgår af Lindvall et al. (2006), og som det er modelleret i nærværende rapport.



Figur 4.2. Toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved genanvendelse af 1 ton TS affaldstræ som det fremgår af Lindvall et al. (2006), og som det er modelleret i nærværende rapport.

Som det ses, er den anvendte genanvendelsesproces miljømæssigt bedre end forbrænding af affaldstræet i samtlige ikke-toksiske påvirkningskategorier. For de toksiske påvirkningskategorier er billedet ikke så klart, idet affaldsforbrænding er væsentligt bedre end den anvendte genanvendelsesproces i påvirkningskategorien ”humantoksicitet via jord”.

4.1.5 Forgasning

Pyrolyse og forgasning af affald har været forsøgt siden 1970'erne, dog med varierende held. Der findes en meget lang række af producenter, hvoraf adskillige har forsøgt at udvikle løsninger til affaldsområdet (se f.eks. Juniper, 2001). Overordnet findes to typer af forgasningsteknologier, som er relevante i forhold til affald: fixed-bed og fluidized-bed forgassere. Disse har hver deres udviklingsstadie i forhold til at anvende affald som brændsel og hver deres fordele henholdsvis ulemper.

Fixed-bed forgassere findes i to varianter: modstrøms- og medstrømsforgassere. Opbygningen er typisk relativ enkel og anvendelig i mindre størrelser, dog findes også mere komplekse trinopdelte koncepter. Fluid-bed forgassere findes ligeledes i to varianter: cirkulerende fluid-bed og boblende fluid-bed. Konceptet har generelt en bedre varmeoverførsel end fixed-bed forgassere og dermed mulighed for større omsætning. Overordnet er kravene til brændslet betydeligt skarpere end for ristebaseret affaldsforbrænding (f.eks. partikelstørrelse, vandindhold, fremmedlegemer), dog er forgasningsteknologierne ofte tolerante overfor visse variationer i kemisk sammensætning af affaldet. Afhængig af teknologien kan der være problemer med slagge- og tjæredannelse, ligesom fordelingen af produkterne varierer væsentligt (f.eks. mængderne af gas, olie, tjære, kul). Jævnfør erfaringer fra DONG vurderes fluid-bed forgassere p.t. at være den mest relevante teknologi i forhold til affaldet (Winther, 2007).

De væsentligste fordele ved forgasning frem for forbrænding af affald er en forventelig bedre mulighed for gasrensning og dermed fjernelse af korrosive stoffer før afbrænding af produktgassen i en kraftværkskedel. Dette giver mulighed for en samlet set højere el-virkningsgrad end traditionel affaldsforbrænding. En anden potentiel mulighed ved forgasning er alternativ anvendelse af produktgassen, f.eks. som syngas i kemisk industri eller til konvertering til flydende transportbrændsler. Ulemperne ved forgasning frem for traditionel forbrænding er betydeligt større krav til brændslets kemiske og fysiske karakteristika. Der kan ligeledes afhængigt af anvendelsen være behov for en betydelig rensning af produktgassen før videre konvertering.

Perspektiverne for forgasning af usorteret og ubehandlet dagrenovationslignende affald er meget tvivlsomme. De væsentligste succesfulde erfaringer med forgasning af husholdningsaffald er sket på basis af affald, der har gennemgået en omfattende sortering og neddeling, således at et relativt tørt og ensartet materiale er opnået. Alternativt er forgasning foretaget på specifikke fraktioner som shredderaffald, plast, affaldstræ, eller andet brændbart affald.

Specielle affaldstyper som shredderaffald, PVC og imprægneret træ er i Danmark omfattet af specifik regulering og antages ikke at være til rådighed for forgasning. Affald til forgasning i Danmark indenfor en realistisk tidshorisont vil derfor med stor sandsynlighed være sammenlignelig med den RDF-fraktion, som foreslås anvendt til medforbrænding i dette projekt. Da denne fraktion forventes at kunne indfyres direkte i en kraftværkskedel, giver det energimæssigt ringe mening først at forgasse affaldet for sidenhen at afbrænde gassen i kraftværkskedlen. En potentiel fordel ved indledende forgasning er dog en bedre kontrol af forureningskomponenter og korrosive stoffer, og dermed potentielt mulighed for færre emissioner samlet set fra affaldet. Alternativt skal gassen renses yderligere og anvendes direkte i en gasturbine

til elproduktion (f.eks. i et combined-cycle system). Dette stiller dog yderligere krav til gasrensningen, hvilket ikke forventes at kunne opfyldes med affald som brændsel inden for en overskuelig tidshorisont.

Det tilgængelige datamateriale for sandsynlige forgasningsteknologier på affald er ekstremt begrænset sammenlignet med datamaterialet for traditionel affaldsforbrænding. Den samlede vurdering i projektet har været, at det ikke på fornuftig vis var muligt at fremskaffe de nødvendige data f.eks. om massestrømme og stoffordelinger i forgasningsanlæg således, at det var muligt at gennemføre en LCA, der kunne bruges til sammenligning med de øvrige teknologier i projektet.

4.1.6 Biobrændselsfremstilling

Biobrændstoffer kan defineres som ”flydende eller gasformige brændstoffer til transport fremstillet ud fra biomasse”. De mest udbredte typer biobrændstof til transport er bioetanol og biodiesel, da disse produkter kan anvendes i allerede eksisterende bilmotorer. På længere sigt vil brintfremstilling være et alternativ, men det kræver en udskiftning af den eksisterende bilpark. Biodiesel er ikke relevant i denne rapportes sammenhæng, da det overvejende fremstilles ud fra landbrugsprodukter som rapsolie og ikke fra affaldsfraktioner, som indgår i forbrændingseget affald.

Bioetanol fremstilles ved biologisk forgæring under anaerobe (iltfrie) forhold. Sukker er substrat for gærcellers produktion af etanol, så der kan være behov for forbehandling af biomassen for at omdanne det organiske stof til sukkerarter, hvilket kan ske ved enzymatisk forbehandling.

Bioetanol kan potentielt fremstilles fra affaldsfraktioner i forbrændingseget affald, selvom det på nuværende tidspunkt primært produceres ud fra hvede, majs, sukkerroer eller sukkerrør (1. generations bioetanol). Der er stillet store spørgsmål ved bæredygtigheden af produktion af bioetanol baseret på landbrugsafgrøder, og man håber derfor, at den såkaldte 2. generations bioetanolfremstilling, som baserer sig på udnyttelse af ligno-celluloseholdige restprodukter som halm og træaffald, vil vise sig at være miljømæssigt bæredygtig.

Der foregår intensiv forskning i Danmark med udvikling af 2. generations bioetanol dog mest baseret på halm og andet landbrugsaffald, men der er også projekter, som undersøger muligheden for at fremstille bioetanol fra den organiske del af husholdningsaffald. Rent teknisk vil udnyttelse af husholdningsaffald til bioetanolfremstilling kunne inkludere både 1. og 2. generationsteknologi, idet husholdningsaffald indeholder letomsættelige såvel som tungtomsættelige (ligno-celluloseholdige) organiske fraktioner.

Fremstilling af bioetanol fra husholdningsaffald frembyder dog specielle problemer i forhold til andre restprodukter som halm, da husholdningsaffald typisk er forurenet med varierende mængder af tungmetaller og organiske forbindelser. Det vil derfor være uundgåeligt, at biprodukter fra etanolfremstilling vil indeholde forureninger. Set i lyset af den temmelig store betydning som udnyttelse af biprodukter kan have for en samlet vurdering af bioetanolfremstillings miljøpåvirkninger, kan dette punkt blive af betydning.

Ved fremtidige LCA-baserede miljøvurderinger af fremstilling af bioetanol fra fraktioner indeholdt i forbrændingsegnet affald bør følgende data som minimum ligge til grund:

- Data for emissioner forbundet med fysisk/kemisk forbehandling, enzymatisk omdannelse af biomasse til sukker, forgæring, raffinering af bioetanol samt oparbejdning af biprodukter
- Opgørelse af ressourceforbrug ved processerne, herunder også til enzymfremstilling
- Data for kvalitet af biprodukter mht. næringsindhold (energiindhold) og forureninger

4.1.7 Beskrivelse af eksterne processer samt deres livscyklusopgørelser (LCI)

Til LCA-modelleringen er der udover teknologierne beskrevet i foregående afsnit anvendt en række processer, i nærværende rapport benævnt *eksterne processer*. Disse processer berøres alle af ændringer i det modellerede system. Processerne anvendt til modelleringen af energisystemet fremgår af tabel 4.1.

Tabel 4.1. Eksterne processer anvendt til modellering af energisystemet.

| Berørt proces | Brændsel |
|----------------------------------|-----------------|
| Varme centralt kraftvarmeanlæg | Kul |
| Varme decentralt kraftvarmeanlæg | Naturgas |
| El decentralt kraftvarmeanlæg | Naturgas |
| Varme spidslastanlæg | Naturgas |
| Varme AVV1 | Kul |
| Varme AMV3 | Kul |
| Varme AVV2 | Olie, træ, halm |
| El AVV2 | Olie, træ, halm |
| Varme HCV | Naturgas |
| El HCV | Naturgas |
| Varme spidslastanlæg | Olie |
| Marginal el | Kul |

I bilagsrapporten ses en fuldstændig liste over de processer, der har været anvendt i modelleringen, og processernes LCI'er fremgår ligeledes.

5 Vurdering af potentielle miljøpåvirkninger i de opstillede scenarier

I dette kapitel vises miljøvurderingens resultater. Afsnit 5.1 omhandler potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug opgjort per ton forbrændingsegnet affald for de forskellige scenarier. Da energisubstitutionerne har væsentlig betydning for miljøvurderingens resultater er der desuden vist en energibalance for behandlingssystemerne i afsnit 5.1.4. Derefter vises resultater ved sammenligning af dedikeret affaldsforbrænding og medforbrænding per ton RDF. Til sidst i kapitlet vises potentielle miljøpåvirkninger fordelt på underprocesser, som indgår i teknologierne.

Som en indledende kommentar til resultaterne gøres det opmærksom på, at der skelnes mellem nettoemissioner, som potentielt bidrager til miljøbelastningen, og som angives med positivt fortegn, og nettoemissionsbesparelser, som resulterer i undgåede potentielle miljøpåvirkninger, og angives med negativt fortegn. Undgåede potentielle miljøpåvirkninger kan f.eks. skyldes energiproduktion fra CO₂-neutralt affald, som substituerer, dvs. erstatter, anvendelse af fossilt brændstof. En samlet (numerisk) negativ miljøpåvirkning, dvs. nettoemissionsbesparelse, betyder således, at der indgår en større mængde substitutioner end forureningsskabende emissioner i det betragtede system.

Med hensyn til den grafiske fremstilling af resultater gør vi opmærksom på, at da der ikke er foretaget vægtning, kan de potentielle miljøpåvirkninger ikke direkte sammenlignes på tværs af påvirkningskategorierne. Man kan derfor ikke ved at optælle, i hvor mange kategorier ét alternativ er bedre end et andet ved simpelt flertal afgøre hvilket alternativ, der overordnet er bedst, undtagen i det tilfælde, hvor ét alternativ er bedst i alle kategorier. Disse forhold er nærmere beskrevet i afsnit 5.1.5.

Der er ikke i projektet foretaget en egentlig usikkerhedsanalyse af data, som indgår i modelleringen af scenarier, da dette ikke skønnes muligt pga. den meget varierende oprindelse for data. Der indgår således oplysninger om emissioner fra teknologier og behandlingsanlæg, der - selv om data er kvalitetssikrede – ikke indeholder oplysninger om usikkerhed eller variation. Ligeledes er der i stor udstrækning benyttet data for eksterne processer, hvor der heller ikke findes oplysninger om datausikkerheder. Der er derfor valgt en pragmatisk tilgang byggende på generel erfaring fra andre LCA-projekter, hvor små forskelle (mindre end ca. 10 %) mellem scenarier betragtes som værende inden for usikkerhedens grænser og dermed ikke signifikante. Det understreges, at dette ikke betyder, at større forskelle automatisk kan betragtes som signifikante.

5.1 Potentielle miljøpåvirkninger per ton affald forbrændingseget affald

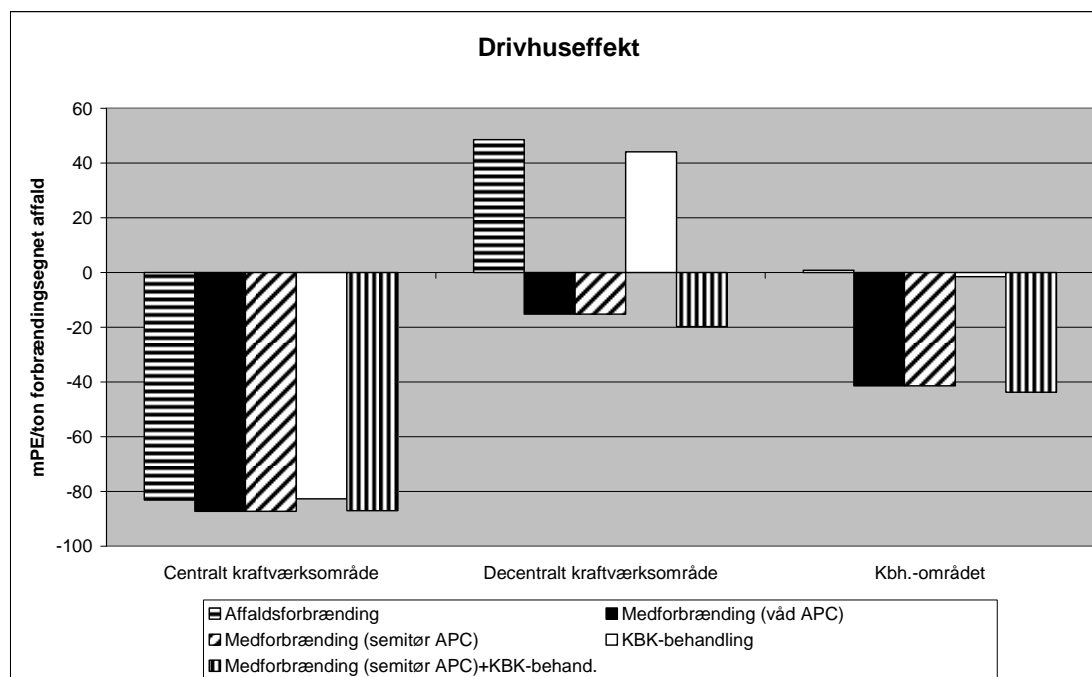
I dette afsnit vises resultater af miljøvurderingen af hovedscenarierne, dvs. dedikeret affaldsforbrænding af hele affaldsmængden, medforbrænding (med våd APC³ eller semitør APC) af RDF-fraktionen, biologisk behandling vha. KBK-processen samt endelig et scenarie, som kombinerer medforbrænding (med semitør APC) og behandling med KBK-processen. I hvert scenarie behandles 1 ton forbrændingseget affald, hvilket betyder, at restaffaldet i alle tilfælde behandles på et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg. Hvert scenarie er desuden modelleret med affaldsforbrændingsanlægget beliggende i tre forskellige områder med principielt forskellige fjernvarmesystemer, idet der er tale om placering i hhv. et centralt kulfyret kraftvarmeværks fjernvarmeområde, i et decentralt naturgasfyret kraftvarmeværks område og i Københavnsområdet, som repræsenterer en mellemting mellem disse systemer. Miljøvurderingen inkluderer beregning af potentielle miljøpåvirkninger i ni påvirkningskategorier samt forbrug af tre forskellige ressourcer, der er relevante i dette projekt.

Figurene 5.1 til 5.9 viser de potentielle miljøpåvirkninger (målt i millipersonækvivalenter, mPE) for scenarierne i fire ikke-toksiske og fem toksiske påvirkningskategorier. Hver figur viser resultater i én påvirkningskategori for scenarierne placeret i de tre forskellige fjernvarmesystemer. Det er således muligt f.eks. at sammenligne den potentielle drivhuseffekt ved dedikeret affaldsforbrænding af 1 ton forbrændingseget affald, når forbrændingsanlægget er placeret i et decentralt naturgasfyret kraftvarmeværks fjernvarmeområde, med medforbrænding af RDF-fraktionen med tilhørende genbrug af affaldstræ og forbrænding af restaffaldet på et forbrændingsanlæg placeret i samme fjernvarmeområde.

Forskellene mellem scenarierne for dedikeret forbrænding, medforbrænding og KBK-behandling er relativt små, hvilket bl.a. skyldes, at alle scenarier inkluderer en stor andel dedikeret forbrænding. Forskellene mellem dedikeret forbrænding og medforbrænding bliver større, hvis man alene tager udgangspunkt i RDF-fraktionen uden at tage hensyn til de afledte konsekvenser for forbrænding af restaffaldet. Det er beskrevet i afsnit 5.2.

³ APC: Air Pollution Control dvs. røggasrensning

5.1.1 Ikke-toksiske påvirkningskategorier



Figur 5.1. Potentielt drivhuseffekt ved behandling af 1 ton forbrændingseget affald vha. affaldsforbrænding, medforbrænding af RDF-fraktionen samt biologisk behandling af bioaffaldsfraktionen. Miljøeffekterne er vist ved placering af forbrændingsanlægget i tre forskellige fjernvarmesystemer.

Drivhuseffekt

Figur 5.1 viser den potentielle drivhuseffekt angivet som millipersonækvivalenter, mPE (se afsnit 3.2.5 for en definition af denne enhed) for de undersøgte systemer. Mere end 99 % af den potentielle drivhuseffekt skyldtes i alle tilfælde emission af CO₂ fra fossile brændsler; den sidste procent udgjordes af emissioner af metan, lattergas og andre drivhusgasser i sporkoncentrationer. Negative værdier betyder, at affaldssystemet giver anledning til nettoemissionsbesparelser ved at erstatte mere forurenende teknologier; positive værdier betyder, at affaldssystemet bidrager med nettoemissioner i den pågældende miljøpåvirkningskategori. Når forbrændingsanlægget tænkes placeret i et centralt kulfyret kraftvarmeværksområde resulterede affaldsbehandlingen i de tre undersøgte systemer i nettoemissionsbesparelser af praktisk taget samme størrelse dog med en marginalt større besparelse ved medforbrænding i forhold til dedikeret affaldsforbrænding.

Centralt kulfyret kraftværksområde

I et centralt kulfyret kraftværksområde substituerer varmen fra affaldsforbrændingsanlægget varmeproduktion fra kraftværket. Som beskrevet i afsnit 3.1.5 om energisubstitution kan kraftværket derved vedligeholde sin elproduktion med mindre varmeproduktion, hvilket direkte kan omsættes i en kulbesparelse, som leder til lavere drivhusgasemission. Den producerede elektricitet på forbrændingsanlægget antages at erstatte marginal kulbaseret el-produktion. Ved RDF-fyring på et kulfyret kraftvarmeværk erstatter RDF-fraktionen kul i forholdet 1:1 beregnet ud fra brændværdien. Ved sammenligning af miljøpåvirkninger ved dedikeret affaldsforbrænding og medforbrænding spiller valget af energisubstitution for forbrændingsanlægget derfor en stor rolle, og her er især el-substitutionen afgørende. I

afsnit 6.1.5. er systemerne modelleret under den antagelse, at naturgasfyret kraftvarme udgør den marginale teknologi, hvilket forandrer resultaterne væsentligt.

Da drivhusgasemissionen og andre miljøpåvirkninger for systemerne er snævert forbundet med forbrug - og besparelser - af fossile brændsler, er der i bilagsrapporten udført en detaljeret beregning af kulbesparelser ved affaldsforbrænding og medforbrænding af 1 ton RDF i et centralt kraftværksområde. Beregningen gav som resultat, at medforbrænding sparede ca. 3 % kul i forhold til affaldsforbrænding under disse forhold.

Udsortering af bioaffald og behandling af dette på et KBK-anlæg, dvs. med kombineret biogas- og kompostproduktion og udbringning af kompost på landbrugsjord, medførte ikke miljøforbedringer inden for drivhuseffektkategorien i forhold til affaldsforbrænding i modsætning til, hvad der blev fundet i et forudgående projekt (Møller & Christensen, 2007). Projekterne er dog ikke direkte sammenlignelige, da forbrændingsanlægget modelleredes med betydelig lavere elvirkningsgrad end i nærværende projekt, hvilket kom den biologiske behandling til gode. Desuden blev energisubstitutionsprocesserne modelleret væsentlig anderledes.

Decentralt naturgasfyret kraftvarmeværksområde

Figur 5.1 viser den potentielle drivhuseffekt ved placering af forbrændingsanlægget i et decentralt naturgasfyret kraftvarmeværksområde. Alle de undersøgte scenarier har nu en nettoemission i påvirkningskategorien, og nettoemissionen er næsten tre gange så stor ved affaldsforbrænding som ved medforbrænding. Dette skyldes, som beskrevet i afsnit 3.1.5., at varmeproduktionen fra affaldsforbrændingsanlægget substituerer varme fra et naturgasfyret kraftvarmeværk, som kun kan køre i modtryksdrift, hvilket betyder, at der sker et fald i elproduktionen. Den manglende elektricitet skal erstattes af marginal kulproduceret el, og de dertil hørende emissioner skal debiteres affaldssystemet. Disse emissioner er væsentlig større end besparelserne forbundet med affaldsforbrændingsanlæggets elproduktion. Ved udsortering af RDF-fraktionen fra det forbrændingsegnete affald sænkes brændværdien væsentligt i det tilbageværende affald. Derved mindskes den negative effekt af varmesubstitutionen og sammenholdt med brændselsbesparelsen ved medforbrænding, opnås en væsentlig besparelse på drivhuseffekten ved medforbrænding i det decentrale scenarie.

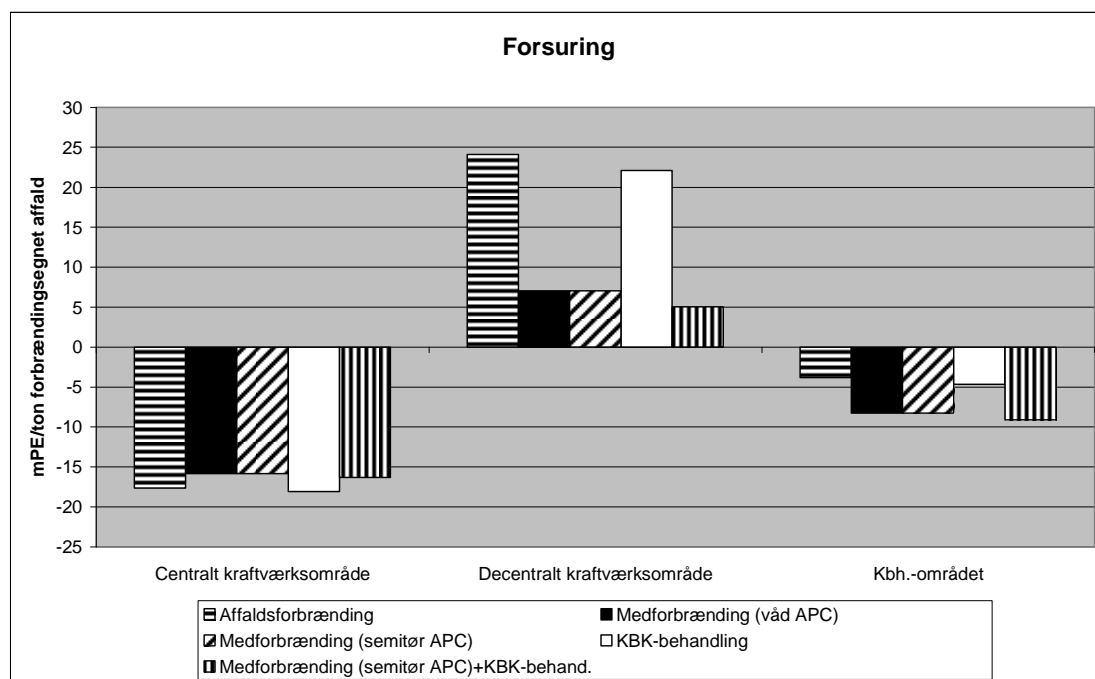
KBK-anlægget producerer el og varme vha. forbrænding af biogas i en forholdsvis lille gasmotor, som ikke nødvendigvis behøver at være tilknyttet et fjernvarmenet for at kunne køles under drift. KBK-anlægget er derfor i det decentrale scenarie såvel som i Københavnsområdet modelleret uden, at den producerede varme substituerer anden varmeproduktion. Det resulterer i en lidt mindre nettoemission i drivhuseffektkategorien i scenariet med KBK-anlægget i det decentrale kraftvarmeværksområde i forhold til dedikeret affaldsforbrænding.

Københavnsområdet

Størrelsen af den potentielle drivhuseffekt ved placering af forbrændingsanlægget i Københavnsområdet indtager, som det ses af figur 5.1, en mellemliggende position i forhold til det centrale og decentrale scenarie. Som beskrevet i afsnit 3.1.5 består fjernvarmesystemet i Københavnsområdet af et antal udtagsværker, som kan respondere på nedsat varmeproduktion med brændselsbesparelser, men også af modtryksværker, som må nedsætte elproduktionen tilsvarende med

varmeproduktionen. Derfor ses det samme billede som i det decentrale scenarie, at medforbrænding er miljømæssigt bedre end dedikeret affaldsforbrænding, blot er nettoemissionsbesparelserne mindre end i det centrale scenarie pga. modtryksanlæggenes relative mindre betydning i Københavnsområdet. Det bør desuden understreges, at EASEWASTE-modelleringen af potentielle miljøkonsekvenser i Københavnsområder et helt afhængig af de enkelte elementer i fjernvarmesystemerne, som de er beskrevet af Rambøll (2007) og DONG (2007a).

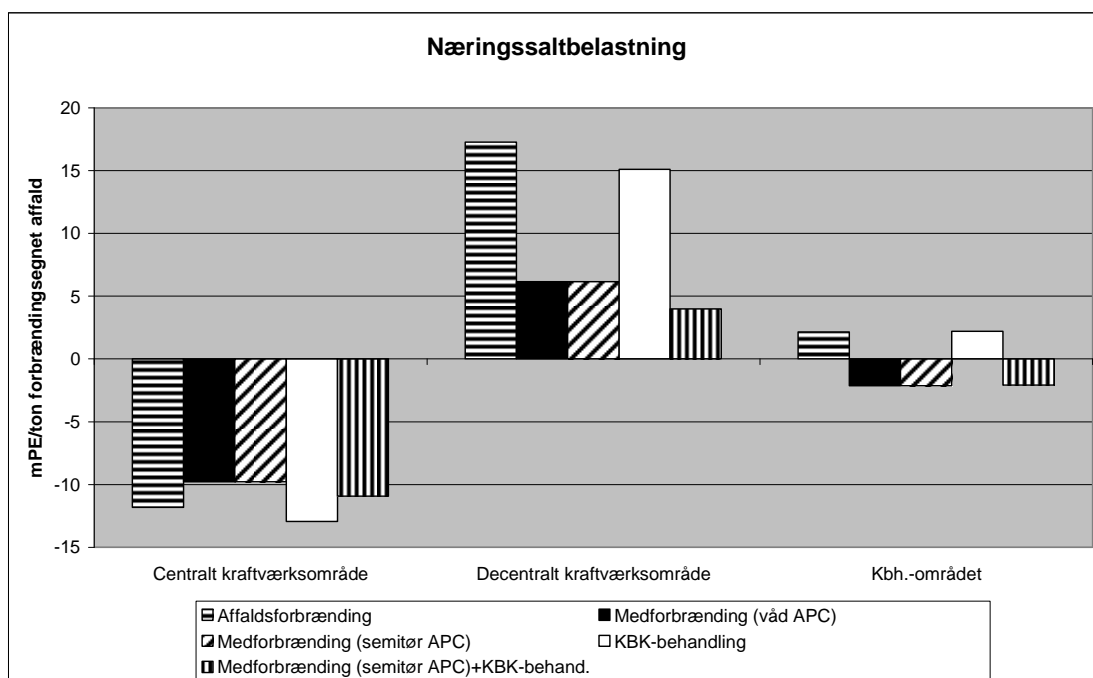
De potentielle miljøpåvirkninger vist nedenfor i figur 5.2 til 5.4 er i det store hele på samme måde afhængige af energisubstitutioner og brændselsbesparelser som drivhuseffekten, og der gælder derfor de samme overordnede konklusioner som beskrevet i dette afsnit.



Figur 5.2. Potentiel forsuring ved behandling af 1 ton forbrændingsegnet affald.

Forsuring

Figur 5.2 viser den potentielle forsuring ved behandling af 1 ton forbrændingsegnet affald. Forsuringen skyldtes i alle scenarier emissioner af NO_x og SO_2 , som bidrager med mere end 99 % af de potentielle miljøpåvirkninger i denne påvirkningskategori. I modsætning til drivhuseffekten var dedikeret affaldsforbrænding lidt bedre end medforbrænding mht. forsuring. Det skyldes ikke forskelle i røggasrensningsteknologi, idet det modellerede affaldsforbrændingsanlæg har mindre effektiv rensning for NO_x end det RDF-fyrede kulkraftværk. Derimod har forbrændingsanlæggets substituerede marginale energiprocesser større NO_x -emissioner per kWh, end der tilskrives forbrænding af kul på et kulfyret kraftvarmewærk, som er den proces, medforbrænding substituerer. Denne tendens forstærkes af det mindre energiindhold i restaffaldet, som er et resultat af udsortering af RDF-fraktion og træaffald i medforbrændingsscenariet.



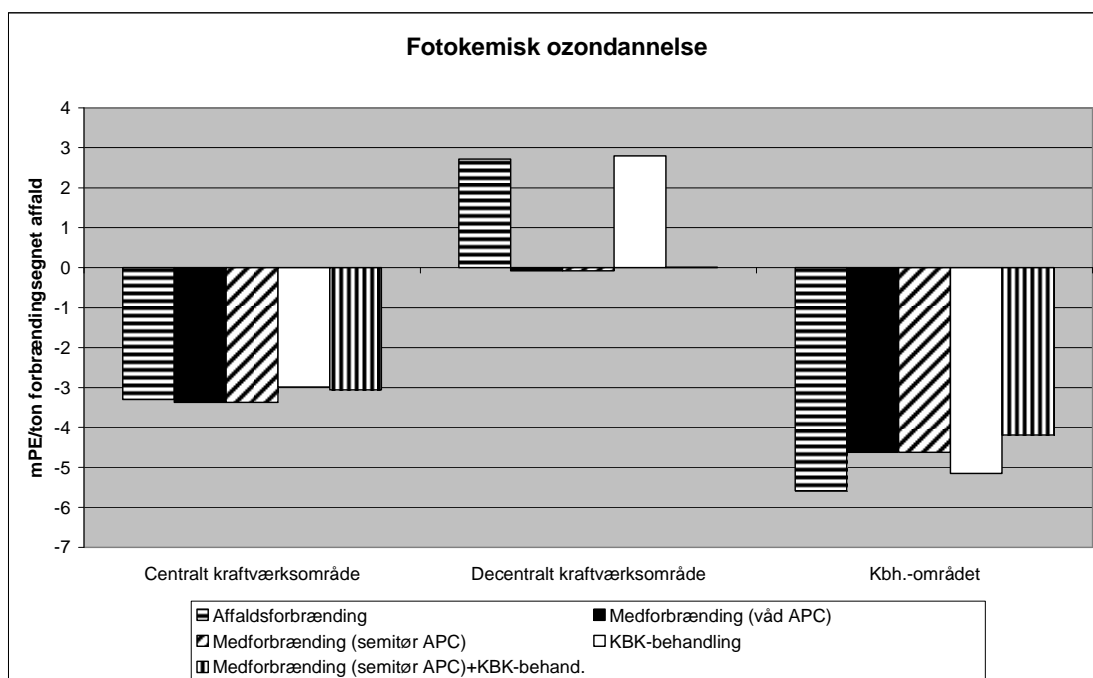
Figur 5.3. Potentiel næringssaltbelastning ved behandling af 1 ton forbrændingseget affald.

Næringssaltbelastning

Den potentielle næringssaltbelastning (figur 5.3) følger samme mønster som de foregående påvirkningskategorier, idet der er tale om nettoemissionsbesparelser i det centrale scenarie og nettoemissioner i det decentrale scenarie.

Næringssaltbelastningen skyldes næsten udelukkende NO_x -emission (mere end 99 %) undtagen i de scenarier, hvor KBK-anlægget indgår; her er der et lille bidrag fra undgået fostfatforurening af overfladevand ved substitution af uorganiske gødningsstoffer med kompost.

Dette er også forklaring på, at scenarier, som inkluderer KBK-behandling af bioaffaldet, er marginalt bedre end dedikeret affaldsforbrænding af alt affaldet i denne påvirkningskategori. Forskellen mellem affaldsforbrænding og medforbrænding er noget større mht. næringssaltbelastning end forsuring, hvilket skyldes, at næringssaltbelastningen udelukkende er resultat af NO_x -emissioner, hvorved den tidligere omtalte effekt af substitutionsprocessernes NO_x -emissioner bliver mere udtalt.



Figur 5.4. Potentiel fotokemisk ozondannelse ved behandling af 1 ton forbrændingseget affald.

Fotokemisk ozondannelse

Figur 5.4 viser potentiel fotokemisk ozondannelse i scenarierne. Miljøpåvirkninger i denne påvirkningskategori skyldes altovervejende emissioner af metan og VOC'er (Volatile Organic Carbon) fra forbrændingsprocesser. Medforbrænding er marginalt bedre end dedikeret affaldsforbrænding i det centrale scenarie. Dette resultat er langt tydeligere i scenariet med affaldsforbrændingsanlægget placeret i et decentralt naturgasfyret kraftvarmeværk. Bemærk dog at de absolutte miljøpåvirkninger målt i mPE er betydeligt mindre end i de foregående grafer. I scenariet med forbrændingsanlægget placeret i Københavnsområdet er der en anden tendens end for de ovenstående påvirkningskategorier, idet dedikeret affaldsforbrænding resulterer i marginalt større potentielle besparelser end medforbrænding. Det skyldes hovedsageligt, at forbrændingsanlægget her substituerer varme og samtidig presser elproduktion ud fra Avedøreværkets blok 2, som fyrer med olie og biomasse. Avedøreværket bidrager vha. opstrømsprocesser for oliefremstilling med en del NMVOC-emissioner (Non-Methane Volatile Organic Carbon), som her altså spares og derved godskrives forbrændingsanlægget.

Sammenfattende kan det siges om de potentielle miljøpåvirkninger i de fire ikke-toksiske påvirkningskategorier, drivhuseffekt, forsurening, næringssaltbelastning og fotokemisk ozondannelse, at ved placering af forbrændingsanlægget i et centralt kulfyret kraftvarmeværks område, var forskellene i miljøpåvirkninger små mellem scenarierne. Anderledes stiller det sig i det decentrale scenarie, hvor medforbrænding i alle tilfælde gav anledning til færre emissioner end dedikeret affaldsforbrænding og i visse tilfælde resulterede i mere end en halvering af nettoemissionerne.

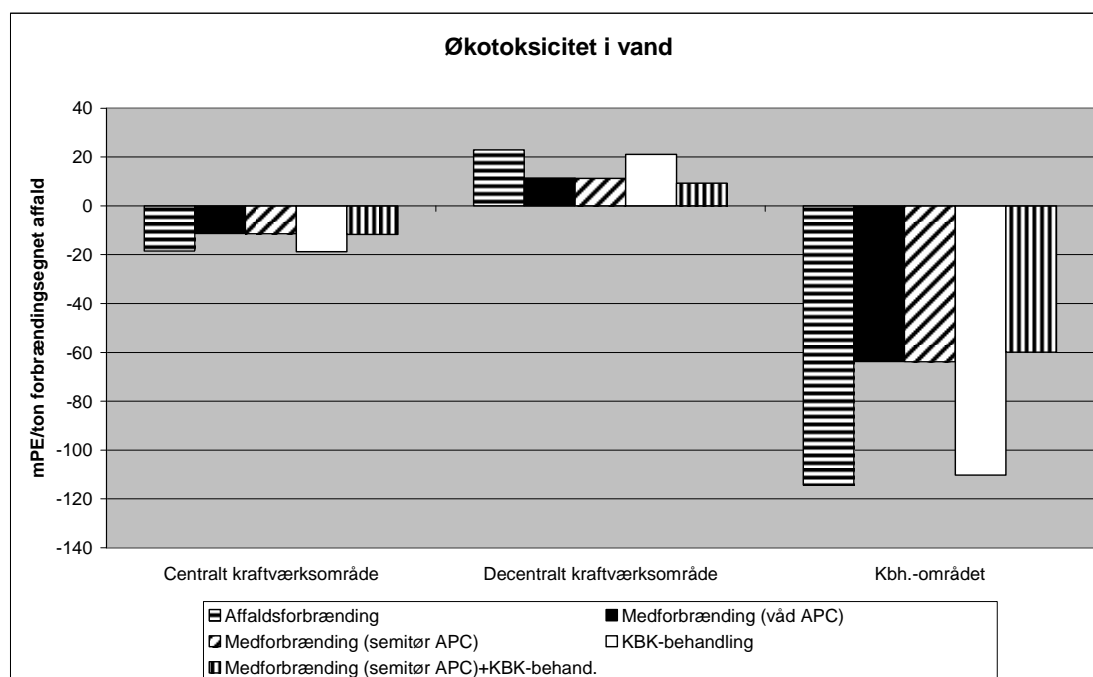
5.1.2 Toksiske påvirkningskategorier

Figur 5.5 til 5.9 viser potentielle toksiske miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton forbrændingseget affald i de undersøgte scenarier.

Økotoksicitet i vand

Miljøpåvirkningerne i denne påvirkningskategori (figur 5.5) er energirelaterede, og den samme overordnede forklaringsmodel gælder som for de ovenfor beskrevne ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger. Nettoemissionsbesparelserne ved dedikeret affaldsforbrænding i scenariet, hvor forbrændingsanlægget er placeret i et centralt kulfyret kraftvarmeværks område, skyldes substitution af marginal el og varme, som indeholder underprocesser, deriblandt brydning af kul og efterfølgende transport samt olieproduktion. De relativt store nettoemissionsbesparelser i Københavnsområdet skyldes bl.a. substitution af Avedøreværkets blok 2, som benytter olie som brændsel.

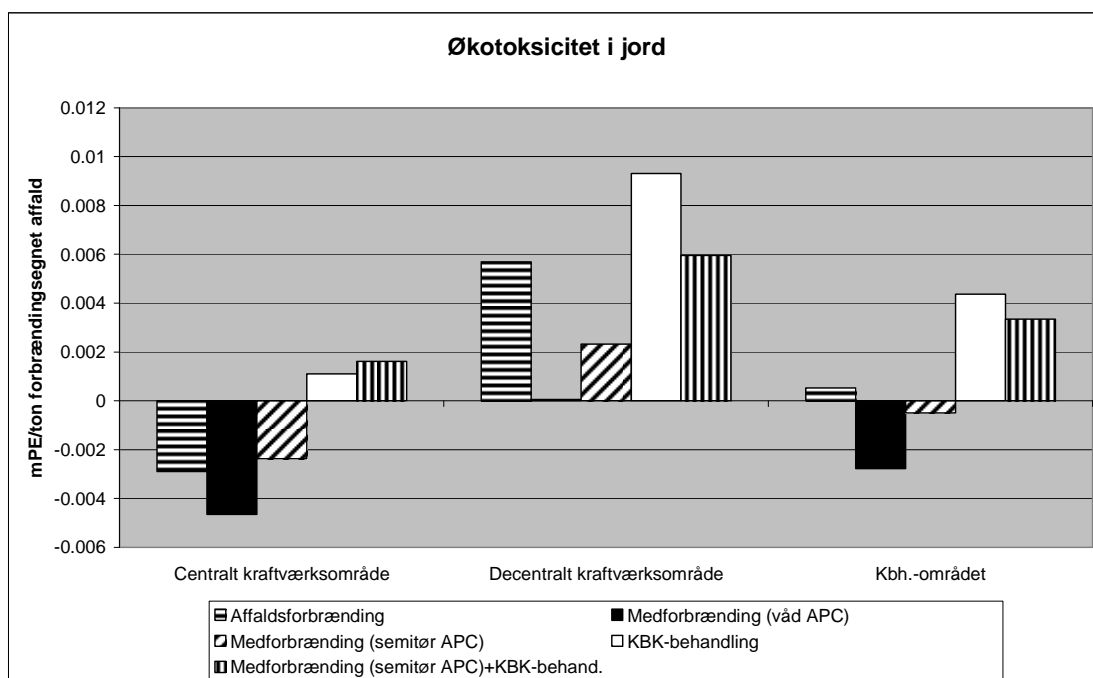
Bidraget til påvirkningskategorien potentiel økotoksicitet i vand skyldes hovedsageligt nettoemissionsbesparelser eller nettoemissioner af PAH'er og strontium som tilsammen udgør mere end 80 % af miljøpåvirkningerne uanset placeringen af forbrændingsanlægget. Emissioner af PAH'er og strontium har deres oprindelse i eksterne opstrømsprocesser forbundet med bl.a. brændselsfremstilling. Da datagrundlaget for processerne vurderes som usikker mht. de to nævnte stoffer, bør der ikke lægges stor vægt på resultaterne i denne påvirkningskategori.



Figur 5.5. Potentiel økotoksicitet i vand ved behandling af 1 ton forbrændingseget affald.

Økotoksicitet i jord

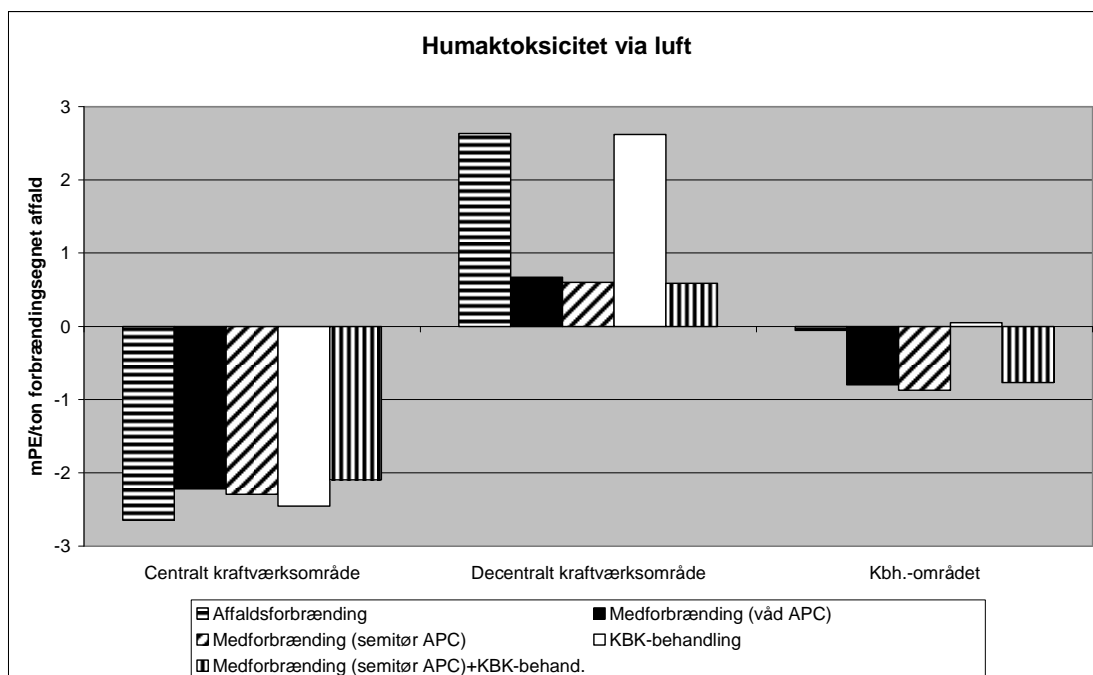
Potentiel økotoksicitet i jord er vist i figur 5.6. Det bemærkes, at nettoemissionsbesparelser såvel som nettoemissioner alle er mindre end 0,01 mPE/ton forbrændingseget affald. De potentielle miljøpåvirkninger i denne kategori er således flere størrelsesordner mindre end i samtlige andre kategorier, og resultater i denne kategori bør derfor ikke indgå i miljøvurderingen.



Figur 5.6. Potentiel økotoxicitet i jord ved behandling af 1 ton forbrændingsegnet affald.

Humantoksicitet via luft

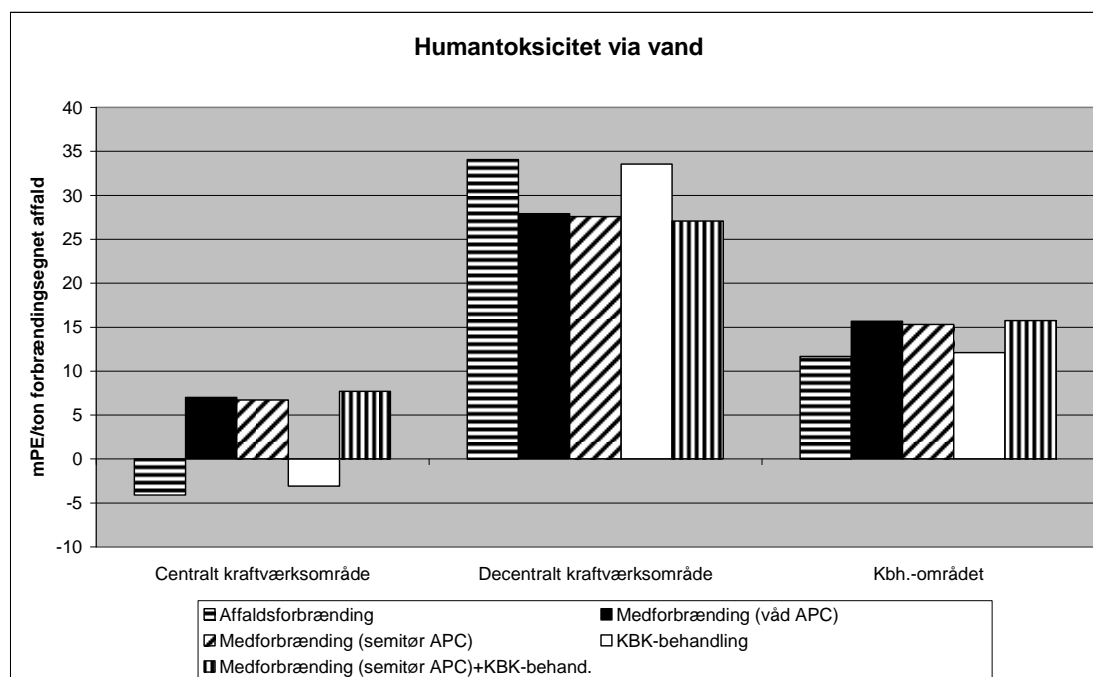
I påvirkningskategorien potentiel humantoksicitet via luft (figur 5.7) er VOC-emission den dominerende faktor med små bidrag fra NO_x og PAH'er. Emissionerne har i alle scenarier deres oprindelse i den eksterne proces, som beskriver hhv. transport og brydning af kul. De potentielle miljøpåvirkninger er således energirelaterede og følger samme mønster som i de ovenstående ikke-toksiske påvirkningskategorier.



Figur 5.7. Potentiel humantoksicitet via luft ved behandling af 1 ton forbrændingsegnet affald.

Humantoksicitet via vand

Figur 5.8 viser de potentielle miljøpåvirkninger i kategorien humantoksicitet via vand. Denne påvirkningskategori adskiller sig fra de foregående, idet affaldsrelaterede luftemissioner af kviksølv (Hg) fra forbrændingsanlæg og kulfyret kraftværk er den vigtigste faktor, som bidrager til humantoksiske effekter i vand (en del af luftbåret Hg antages ultimativt at ende i vandmiljøet). Hg-emissionsbesparelser ved substitution af marginal elproduktion er dog også væsentlige. Processpecifikke dioxin-emissioner spiller ligeledes en rolle, men i langt mindre grad end Hg. I scenariet, hvor affaldsforbrændingsanlægget er placeret i et centralt kraftværks område, opvejes Hg-emissionen fra forbrændingsanlægget af substitution af mere forurenede energiproduktionsprocesser, hvorved systemet udviser en nettoemissionsbesparelse i påvirkningskategorien potentiel humantoksicitet via vand.

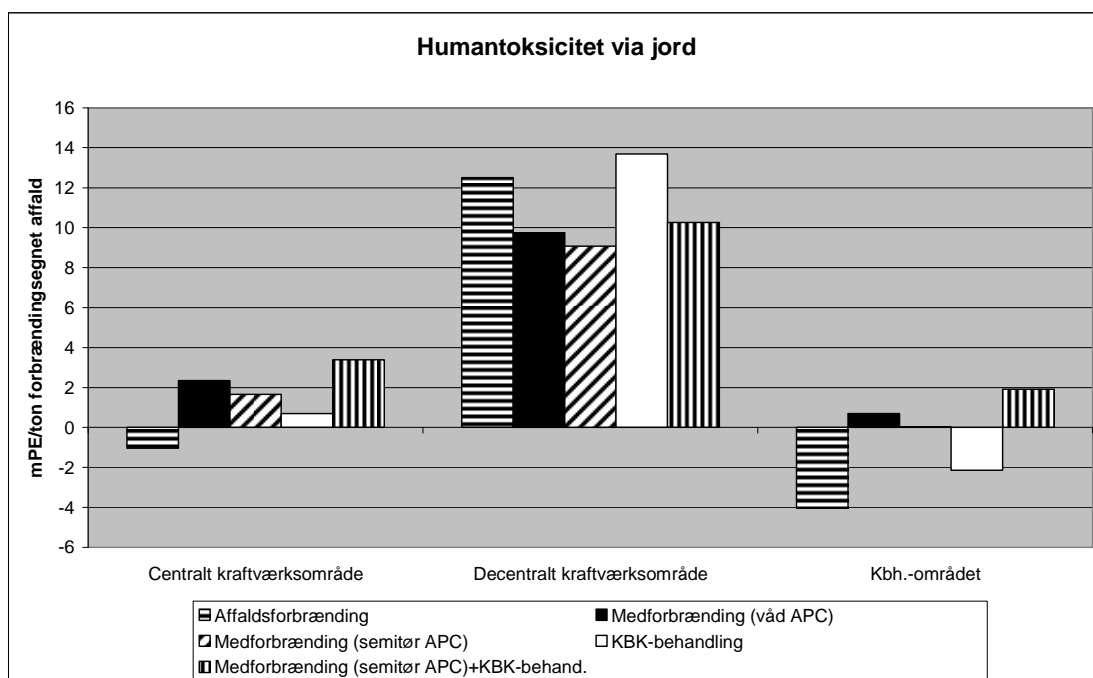


Figur 5.8. Potentiel humantoksicitet via vand ved behandling af 1 ton forbrændingseget affald.

Ved RDF-fyring på et kulkraftværk slipper forholdsvis store mængder af RDF-fraktionens Hg-indhold gennem røggasrensningen (i dette projekt er emissionen modelleret til 25,5 % af Hg-indholdet i affaldet (Sander, 2007)), hvilket ikke opvejes af den direkte kulbesparelse, da Hg-emissioner ved ren kulfyring er lav pga. et lavt Hg-indhold i kul. I det decentrale scenarie giver RDF-fyring anledning til mindre Hg-emissioner end dedikeret affaldsforbrænding, hvilket som ovenfor skyldes den store mængde marginal el, som skal til for at erstatte det decentrale kraftværks nedsatte elproduktion. Her kan forbrændingsanlæggets affaldsrelaterede Hg-emission ikke opvejes af energisubstitutioner, men forskellene er mindre udtalte end i de foregående figurer pga. det RDF-fyrede kulkraftværks mindre effektive Hg-røggasrensning.

Humantoksicitet via jord

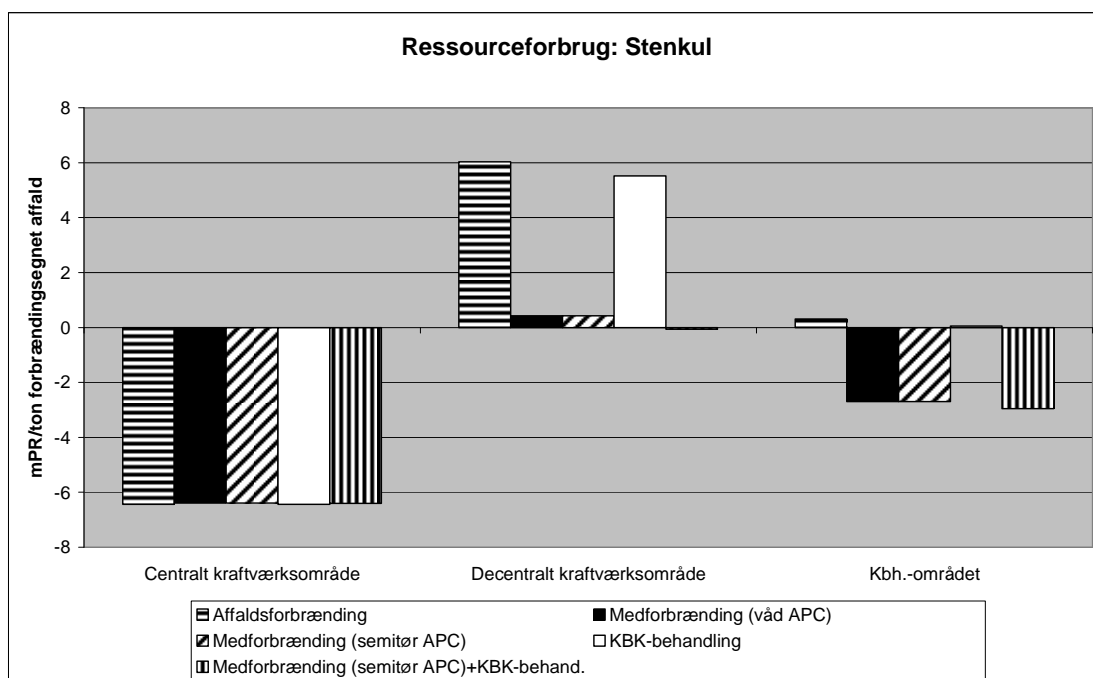
Den sidste figur (figur 5.9) viser potentiel humantoksicitet via jord. Denne påvirkningskategori udviser samme mønster som økotoksicitet i jord og humantoksicitet via luft.



Figur 5.9. Potentiel humantoksicitet via jord ved behandling af 1 ton forbrændingsegnet affald.

5.1.3 Ressourceforbrug

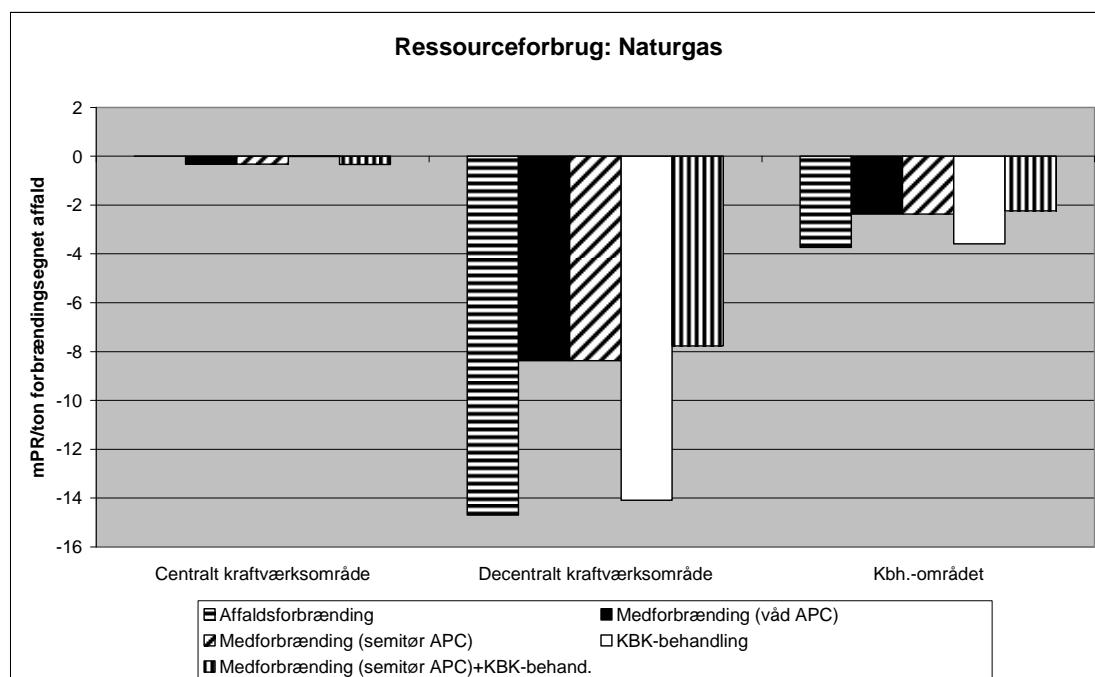
I de følgende figurer er ressourceforbruget af et antal fossile brændsler angivet for samtlige scenarier. Ressourceforbruget opgøres vha. EASEWASTE som det faktiske forbrug målt i kg; dette tal ganges med vægtningsreferencen, hvorved forbruget omregnes til (milli)personreserver, der angiver den ressourcemængde, som en gennemsnitsperson samt dennes efterkommere råder over. I nærværende projekt blev det valgt at angive ressourceforbruget af kraftværkskul dvs. stenkul, naturgas samt råolie, som var de vigtigste fossile brændsler, der benyttedes i de berørte teknologier.



Figur 5.10. Forbrug af stenkul ved behandling af 1 ton forbrændingsegnet affald.

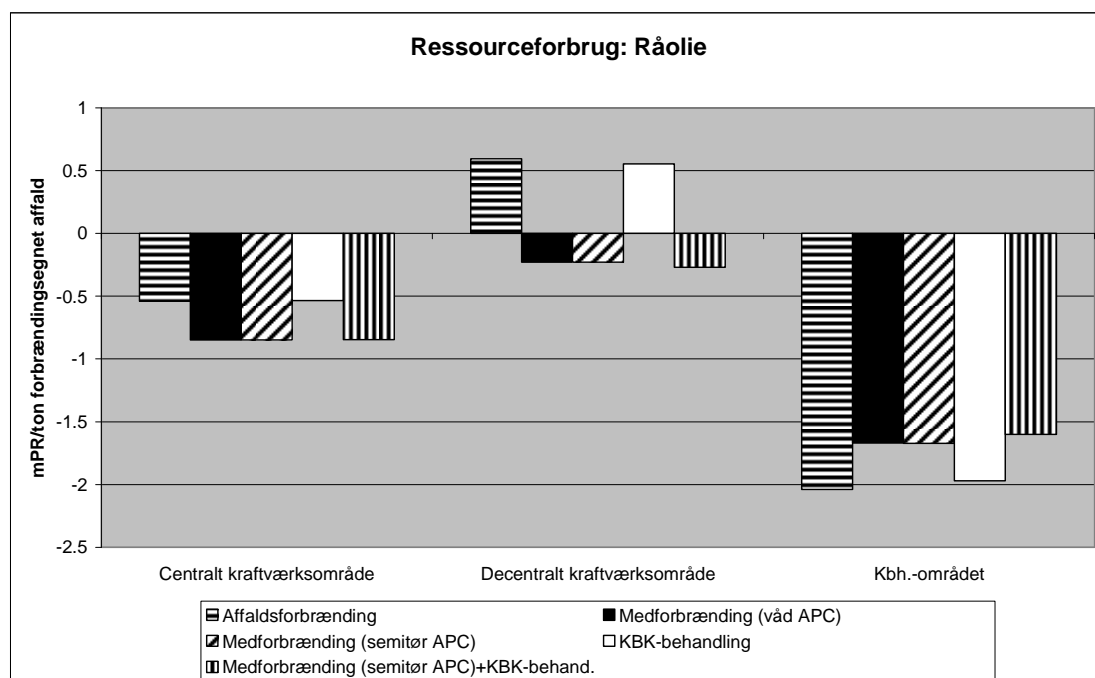
Forbruget af stenkul er vist i figur 5.10. Medforbrænding resulterer ikke i væsentligt større kulbesparelser end forbrændingsanlægget, når forbrændingsanlægget placeres i et centralt kulfyret kraftvarmeværks område. Da brug af fossile brændsler har afgørende betydning for drivhusemissionsmission, kan det være hensigtsmæssigt at sammenligne stenkulforbruget med figur 5.1, der viser den potentielle drivhuseffekt i systemerne. Som det ses, er der ikke fuld overensstemmelse mellem kulforbrug og drivhuseffekt. Forklaringen kan findes i figur 5.12, hvor der ses en besparelse af råolie ved medforbrænding, som skyldes trægenanvendelsesprocessen, og som derfor ikke er relateret direkte til RDF-fyring på kulkraftværket.

For at tydeliggøre eventuelle forskelle mellem forbrænding af RDF-fraktionen på et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg og på et kulkraftværk er der i afsnit 5.2 angivet potentielle miljøpåvirkninger samt ressourceforbrug ved behandling af 1 ton RDF, hvor miljøpåvirkninger ved behandling af restaffaldets ikke er medtaget. Stenkulforbruget er i dette tilfælde beregnet i detaljer i bilagsrapporten, og der henvises på samme måde til dette bilag som baggrund for resultatet præsenteret i figur 5.10.



Figur 5.11. Forbrug af naturgas ved behandling af 1 ton forbrændingsegnet affald.

Ved placering af forbrændingsanlægget i et decentralt naturgasfyret kraftvarmeværksområde spiller forbrug og besparelser af naturgas en væsentlig rolle (figur 5.11). Der er en stor besparelse af naturgas ved dedikeret affaldsforbrænding; dette modsvares af et øget forbrug af stenkul, som det fremgår af figur 5.10. Da stenkul er miljømæssigt mere problematisk end naturgas, giver det sig udslag i de i afsnit 5.1.1 beskrevne negative miljøpåvirkninger, men pga. den højere markedspris på naturgas vil den samfundsøkonomiske effekt ikke nødvendigvis pege i samme retning – dette emne ligger dog uden for denne rapport.



Figur 5.12. Forbrug af råolie ved behandling af 1 ton forbrændingseget affald.

Figur 5.12 viser resourceforbruget af råolie. Som nævnt er trægenanvendelsesprocessen ansvarlig for den ekstra besparelse af råolie ved medforbrænding i scenariet med forbrændingsanlægget i et centralt kulfyret kraftværksområde. Processen sparer fyringsolie, idet affaldstræet, som anvendes til spånpladefremstilling, er mere tørt end nyt træ (rundtræ), og derfor spares olie til yderligere tørring. I scenariet for Københavnsområdet er forbrændingsanlæggets substitution af Avedøreværkets blok 2, som bl.a. fyrer med olie, af betydning. Dedikeret affaldsforbrænding er her mindre ressourcekrævende end medforbrænding mht. råolie, da den mindre substitution af Avedøreværket fra forbrændingsanlægget pga. lavere brændværdi i restaffaldet ikke opvejes af trægenanvendelsesprocessen.

5.1.4 Energibalance i det centrale kulfyrede kraftvarmeværks område

Energibalance for dedikeret forbrænding, medforbrænding og KBK-behandling i det centrale kulfyrede kraftværks område fremgår af tabel 5.1. Alle energiforbrug og substitutioner er omregnet til primær energi og baseret på behandling af 1 ton forbrændingseget affald.

Ved dedikeret forbrænding og ved biogasproduktion spares el- og varmeproduktion fra andre anlæg. Det gælder alle scenarier. For KBK-processens vedkommende spares der også en mindre mængde energi ved substitution af kunstgødningsfremstilling. Medforbrænding af RDF medfører ikke øget el- og varmeproduktion, men der spares til gengæld det kul, som RDF-fraktionen erstatter direkte. Genanvendelse af træ sparer desuden råtræ, der i stedet kan anvendes til energiproduktion. Derudover medfører brug af tørt affaldstræ, at der ved spånpladeproduktionen spares en energitung tørring af råtræ (sparet fuelolie).

Tabel 5.1. Energiregnskab for dedikeret forbrænding, medforbrænding og KBK-behandling med forbrændingsanlægget placeret i det centrale område.

Enhed: MJ primært brændsel/ton forbrændingseget affald.

| Input: 1 ton forbrændingseget affald | Forbrænding på dedikeret forbrændingsanlæg | Medforbrænding på kulkraftværk + forbrænding af restaffald | KBK-processen + forbrænding af restaffald |
|--------------------------------------|--|--|---|
| Transport | 0 | 15 | 9 |
| Forbehandling | 0 | 637 | 3 |
| El | -6.547 | -3.575 | -6.280 |
| Varme | -3.839 | -2.096 | -3.682 |
| Kul | 0 | -4.175 | 0 |
| Trægenanvendelse (sparet fuelolie) | 0 | -375 | 0 |
| Trægenanvendelse (energiproduktion) | 0 | -464 | 0 |
| Biogas (el- og varmeproduktion) | 0 | 0 | -361 |
| Udbringning på jord | 0 | 0 | 1 |
| Substitution af kunstgødning | 0 | 0 | -9 |
| Total | -10.386 | -10.032 | -10.319 |

Det er især energiproduktionen og den resulterende energisubstitution, der har betydning for miljøvurderingens resultat. Tabellen viser overordnet set, at der er meget små forskelle scenarierne i mellem mht. de samlede energibesparelser. I tabellen ses desuden, at for alle tre scenarier er størrelsen af de energiforbrugende processer minimal i forhold til den energimængde, der produceres. Kun forbehandling af affaldet i medforbrændingsscenariet spiller en vis rolle og er medvirkende til, at energibalancen for dette scenarie er marginalt dårligere end i de to andre scenarier. Det fremgår ligeledes af tabellen, at substitution af el spiller en væsentlig rolle, hvilket skyldes allokering efter energikvalitetsmetoden. Her bliver el miljømæssigt set dyr i forhold til varme.

Forskellen mellem forbrænding på dedikeret forbrændingsanlæg og kompostering og bioforgasning af affaldets organiske del er minimal. Det skyldes især, at den del af affaldet der udsorteres til KBK-processen kun udgør ca. 10 % af det forbrændingseget affald. Endvidere opvejes forskellen af, at brændværdien stiger i restaffaldet samt at den genererede biogas anvendes til el- og varmeproduktion.

5.1.5 Kvalitativ og kvantitativ sammenligning af potentielle miljøeffekter

Som nævnt i indledningen til kapitel 5, kan man ikke afgøre hvilket af to behandlingsalternativer, som er at foretrække ved at foretage en simpel sammentælling inden for påvirkningskategorierne og derefter vælge det alternativ, som er bedst i flest kategorier. Kun i ét tilfælde er dette tilladt, nemlig hvis ét alternativ er miljømæssigt bedst i samtlige kategorier; her kan man konkludere, at dette alternativ overordnet set er at foretrække. Dette forudsætter ligeledes, at usikkerhederne er vurderet og forskellene bedømmes som signifikante.

Selvom de potentielle miljøpåvirkninger er normerede og derved har samme enhed (personækvivalent – PE), siger det kun noget om størrelsen af systemets

miljøpåvirkninger, ikke om vigtigheden. Det følger ikke, at en besparelse i én kategori på f.eks. 10 mPE for en behandlingsmetode samlet set er bedre end en besparelse på 5 mPE for en anden behandlingsform i en anden kategori. Normering af resultaterne tillader kun at sammenligne størrelsen af miljøpåvirkningerne i de forskellige påvirkningskategorier i forhold til en ekstern reference. Man kan konkludere, at i én påvirkningskategori bidrager systemet relativt mere til samfundets samlede miljøpåvirkninger – i en anden kategori er systemets relative bidrag mindre, men man har derved ikke udtalt sig om vigtigheden af miljøpåvirkningen, dvs. hvilken af miljøpåvirkningerne man anser for mest skadelig.

Hvis man vil bedømme vigtigheden af miljøpåvirkningerne, må man foretage en vægtning. Muligheden for at foretage vægtning er inkluderet i UMIP-metoden. Her ganges en vægtningsfaktor, som bl.a. bygger på politisk opstillede mål for reducere af miljøpåvirkninger, på de normerede potentielle miljøpåvirkninger. Vægtede resultater kan derefter adderes til ét tal, som er udtryk for systemets samlede miljøpåvirkning.

Det er valgt ikke at benytte vægtning i nærværende projekt, idet projektet så vidt muligt er udført i overensstemmelse med ISO-standard 14044. ISO-standarden specificerer, at en LCA, der sammenligner flere alternative behandlingsmetoder, og som er beregnet til offentliggørelse, ikke må inkludere vægtning af miljøpåvirkninger. Dette begrundes med, at der ikke er konsensus om størrelsen af vægtningsfaktorerne, samt at vægtning indeholder et politisk element, som ikke bør inddrages i en livscyklusvurdering.

5.1.6 Delkonklusion mht. potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton forbrændingsegnet affald

- Med miljømæssigt set optimal placering af et nyt forbrændingsanlæg, dvs. i et centralt kulfyret kraftvarmeværks område, er dedikeret affaldsforbrænding, medforbrænding samt KBK-behandling ligeværdige alternativer mht. ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger.
- Med hensyn til potentielle toksiske miljøeffekter i et centralt kulfyret kraftvarmeværks område vil dedikeret forbrænding og KBK-behandling medvirke til lidt større nettoemissionsbesparelser i forhold til medforbrænding pga. bedre rensning af tungmetaller i røggassen på forbrændingsanlæg end på kraftværker.
- Ved placering af forbrændingsanlægget i et decentralt naturgasfyret kraftvarmeværksområde er medforbrænding en miljømæssig bedre løsning, idet medforbrænding var bedst i alle undersøgte potentielle miljøpåvirkningskategorier.
- I Københavnsområdet er resultaterne intermediære i forhold til det centrale og decentrale kraftværksområde, idet dedikeret affaldsforbrænding var bedst i et antal kategorier og medforbrænding var bedre i de resterende.

- KBK-behandling og dedikeret affaldsforbrænding kan betragtes som miljømæssigt set ligeværdige behandlinger i samtlige kraftværksområder.
- Det var ikke muligt at adskille røggasrensningsteknologierne ”våd APC” og ”semitør APC”. De betragtes som miljømæssigt ligeværdige ved forbrænding af RDF-fraktionen ved forbrænding af RDF-fraktionen på et kraftvarmeværk.
- Affaldssystemerne bidrog mest til samfundets samlede miljøpåvirkninger (nettoemissioner) i kategorierne potentiel humantoksicitet via vand og potentiel drivhuseffekt, hvor dedikeret affaldsforbrænding i et decentralt naturgasfyret kraftvarmeværks område resulterede i potentielle miljøpåvirkninger på hhv. 34 og 50 mPE per ton forbrændingsegnet affald.
- Affaldssystemerne sparede samfundet for de største miljøpåvirkninger (nettoemissionsbesparelser) i kategorien potentiel økotoksicitet i vand, hvor dedikeret affaldsforbrænding i Københavnsområdet resulterede i sparede potentielle miljøpåvirkninger på 115 mPE per ton forbrændingsegnet affald.
- De vigtigste stoffer og stofgrupper som bidrog til potentielle miljøpåvirkninger var: CO₂ (drivhuseffekt), NO_x (forsuring og næringssaltbelastning), SO₂ (forsuring), metan og VOC (fotokemisk ozondannelse), Kviksølv (humantoksicitet via vand) og NO_x (humantoksicitet via luft), PAH (humantoksicitet via luft, økotoksicitet i vand) samt strontium (humantoksicitet i jord), sidstnævnte tillægges dog ikke stor betydning.

Som angivet under det første punkt mener vi ikke, at det er muligt med sikkerhed at pege på dedikeret affaldsforbrænding eller medforbrænding som den miljømæssigt bedste løsning, når forbrændingsanlægget er placeret i et centralt kraftvarmeværksområde. I det decentrale scenarie er forskellene større og desuden konsistente. Vi kan derfor konkludere, at i et decentralt naturgasfyret kraftværksområde er medforbrænding af RDF-fraktionen at foretrække frem for forbrænding af denne fraktion på et forbrændingsanlæg placeret i dette område.

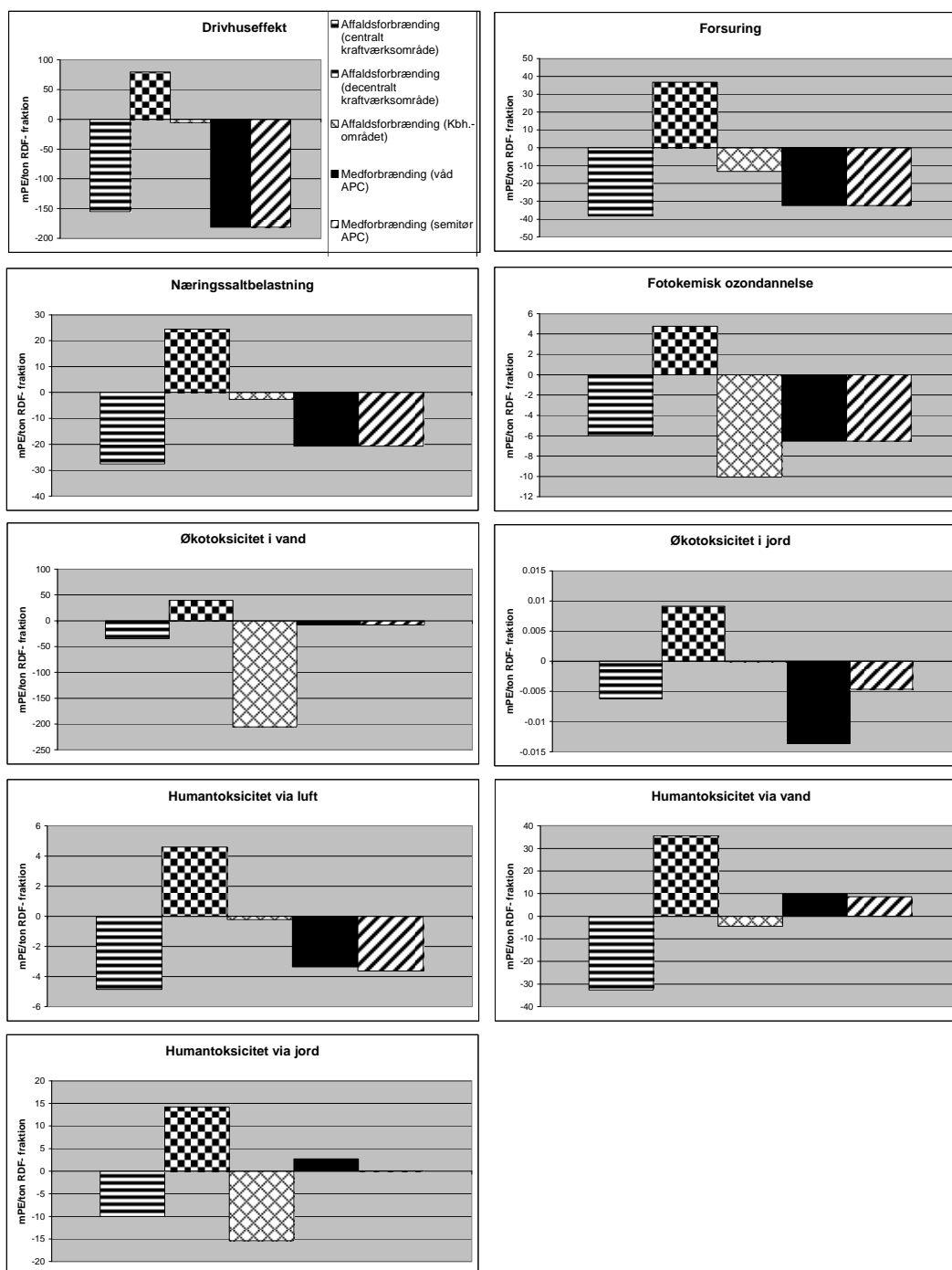
Da dedikeret affaldsforbrænding og medforbrænding er ligeværdige i det centrale område, kunne det miljømæssigt set være lige så fordelagtigt at transportere RDF-fraktionen til et forbrændingsanlæg beliggende i et centralt kraftvarmeværksområde som at medforbrænde den. Her er der dog tale om et alternativ, der af økonomiske grunde, måske ikke er realistisk, idet forbehandling af affald inden forbrænding på et dedikeret forbrændingsanlæg må forventes at være væsentligt dyrere end direkte forbrænding og derfor kun vil blive valgt, hvis der var andre fordele forbundet dermed.

5.2 Sammenligning af affaldsforbrænding og medforbrænding per ton RDF

I dette afsnit beskrives miljøpåvirkninger samt ressourceforbrug ved indfyring af 1 ton RDF-fraktion i hhv. et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg og et kulfyret kraftvarmeværk. Som beskrevet i afsnit 3.1.6 resulterer udsorteringen af RDF-

fraktionen i en ny fraktion af genbrugseget træaffald, som kan genbruges til spånpladefremstilling. Ved affaldsforbrænding forbrændes denne fraktion sammen med RDF-fraktionen. Der bliver i dette afsnit ikke taget hensyn til miljøeffekter ved behandling af restaffaldet.

5.2.1 Potentielle miljøpåvirkninger

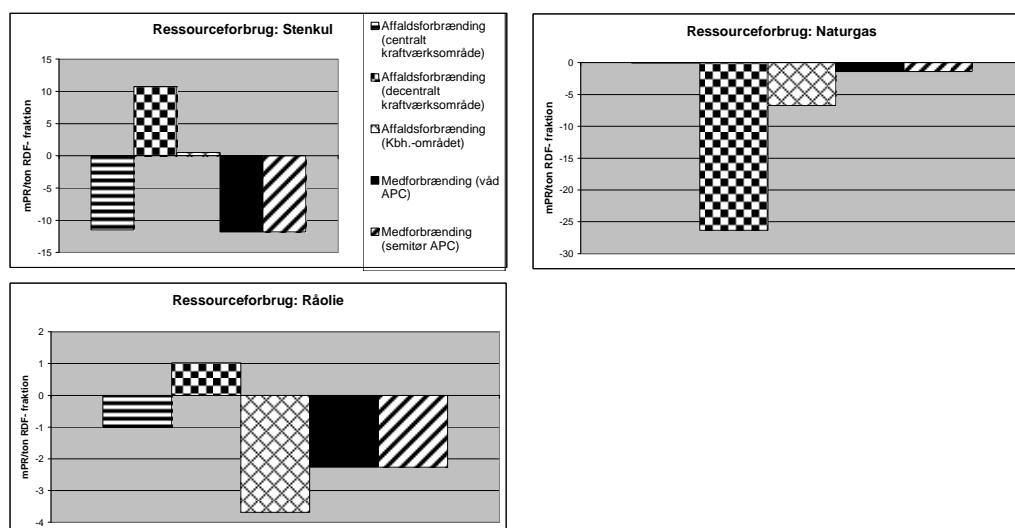


Figur 5.13. Potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton udsorteret RDF-fraktion ved dedikeret affaldsforbrænding og medforbrænding. Trægenanvendelse er inkluderet, men ikke miljøpåvirkninger af håndtering af restaffaldet.

Figur 5.13 viser de potentielle ikke-toksiske såvel som toksiske miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton RDF-fraktion inklusiv trægenanvendelse. Hver delfigur repræsenterer én påvirkningskategori for forbrændingsanlægget placeret i de tre forskellige kraftværksområder og medforbrænding med våd eller semitør APC. Ved placering af affaldsforbrændingsanlægget i et centralt kulfyret kraftværksområde ses det samme billede som i afsnit 5.1, nemlig at forskellen mellem affaldsforbrænding og medforbrænding er lille dog med større relative forskelle end i scenarierne, der behandlede 1 ton forbrændingseget affald. I de fleste af påvirkningskategorierne er affaldsforbrænding bedre, dog ikke i kategorien potentiel drivhuseffekt, hvor medforbrænding er bedst. I kategorien potentiel fotokemisk ozondannelse er miljøpåvirkningerne praktisk taget ens. De større relative forskelle i forhold til behandling af 1 ton forbrændingseget affald skyldes RDF-fraktionens større brændværdi i forhold til den samlede mængde forbrændingseget affald, hvorved affaldsforbrændingsanlæggets substitutioner bliver mindre værd.

Ved placering af forbrændingsanlægget i et decentralt naturgasfyret kraftvarmeværksområde ses samme billede som ved behandling af 1 ton forbrændingseget affald, dog accentueret af det højere energiindhold i RDF-fraktionen; dvs. at medforbrænding på alle parametre er den miljømæssigt bedste løsning. I Københavnsområdet er billede mere broget, idet dedikeret affaldsforbrænding er bedst i påvirkningskategorierne fotokemisk ozondannelse og økotoksicitet i vand, hvorimod medforbrænding er bedst i resten af kategorierne. Den meget store undgåede økotoksicitet i vand ved affaldsforbrænding skyldes substitution af Avedøreværkets blok 2, som fyrer med olie. Det er dog værd at bemærke, at det ikke er emissioner på selve værket, der bidrager til denne kategori, men emissioner i forbindelse med produktion af fyringsolie, som altså ikke er underlagt værkets direkte kontrol.

5.2.2 Ressourceforbrug



Figur 5.14. Ressourceforbrug ved behandling af 1 ton udsorteret RDF-fraktion ved dedikeret affaldsforbrænding og medforbrænding. Trægenanvendelse er inkluderet, men ikke miljøpåvirkninger knyttet til håndtering af restaffaldet.

Ressourceforbruget i forbindelse med behandling af 1 ton RDF-fraktion er vist i figur 5.14. Som det ses, er kulbesparelsen praktisk taget ens ved dedikeret affaldsforbrænding og medforbrænding ved placering af forbrændingsanlægget i et centralt kulfyret kraftvarmeværks område. Som nævnt i afsnit 5.2.1 er dette resultat gennemregnet i detaljer i bilagsrapporten, men den overordnede forklaring kan tilskrives RDF-fraktionens høje brændværdi, de fastlagte energivirkningsgrader på forbrændingsanlægget, og at forbrændingsanlægget substituerer marginal kulfyret el- og varme i modsætning til medforbrænding, som direkte erstatter kul.

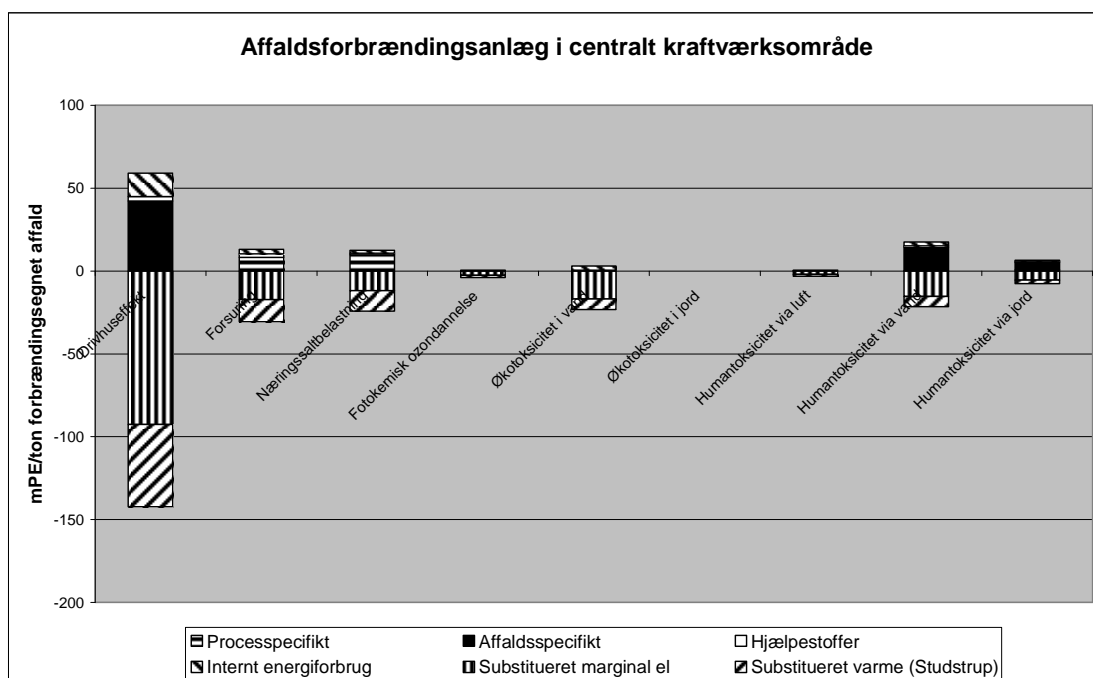
5.3 Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på proces ser som indgår i teknologierne

I de følgende afsnit beskrives potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af hhv. 1 ton forbrændingseget affald og 1 ton RDF-fraktion fordelt på underprocesser på behandlingsanlæggene. Med underprocesser menes proces- og affaldsspecifikke emissioner, forbrug af hjælpestoffer, internt energiforbrug samt energisubstitutionsprocesser. Mht. behandling af RDF-fraktionen på et kulfyret kraftvarmeværk er den tilknyttede trægeanvendelsesproces desuden inkluderet i underprocesserne. Ved at opdele de potentielle miljøpåvirkninger på denne måde bliver det muligt at få et samlet overblik over, hvilke processer der dominerer i de forskellige miljøpåvirkningskategorier.

5.3.1 Affaldsforbrænding per ton forbrændingseget affald

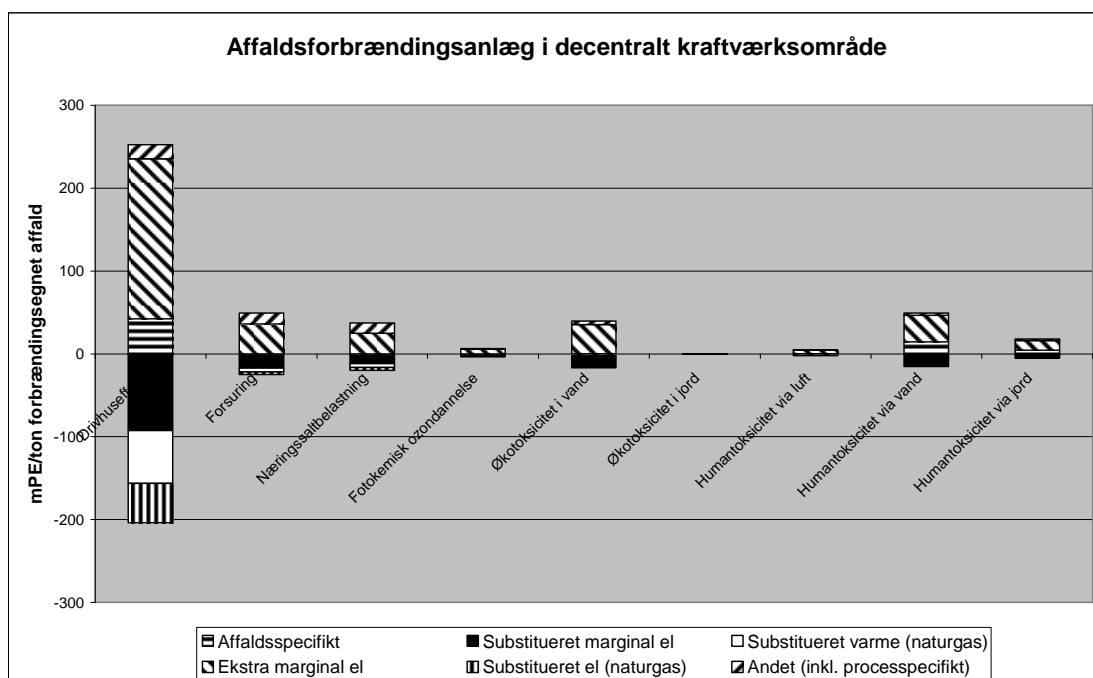
Figur 5.15 til 5.17 viser potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton forbrændingseget affald fordelt på underprocesser på forbrændingsanlægget, når forbrændingsanlægget er placeret i de tre forskellige kraftvarmeværksområder. Bemærk at markørerne ikke er ens i figurene, da der indgår forskellige processer i de tre figurer.

De potentielle miljøpåvirkninger, når affaldsforbrændingsanlægget er placeret i et centralt kulfyret kraftvarmeværksområde, er vist i figur 5.15. Processpecifikke emissioner i form af NO_x har en vis betydning i påvirkningskategorierne forsuring og næringssaltbelastning. Affaldsspecifikke emissioner er kun af betydning for drivhuseffekt, humantoksicitet via vand og humantoksicitet via jord; de skyldes hhv. CO_2 fra fossilt brændsel og kviksølv i affaldet. De relative miljøpåvirkninger ved brug af hjælpestoffer er forsvindende i forhold til de andre processer. Internt energiforbrug på forbrændingsanlægget bidrager med nettoemissioner af relativ stor betydning i kategorien drivhuseffekt. De mest betydningsfulde processer er dog energisubstitutionerne, der resulterer i, at forbrændingsanlægget i alle påvirkningskategorier har nettoemissionsbesparelser. Substitution af elektricitet er vigtigst, da emissionerne ved energiproduktion allokeres i forhold til energikvalitet.



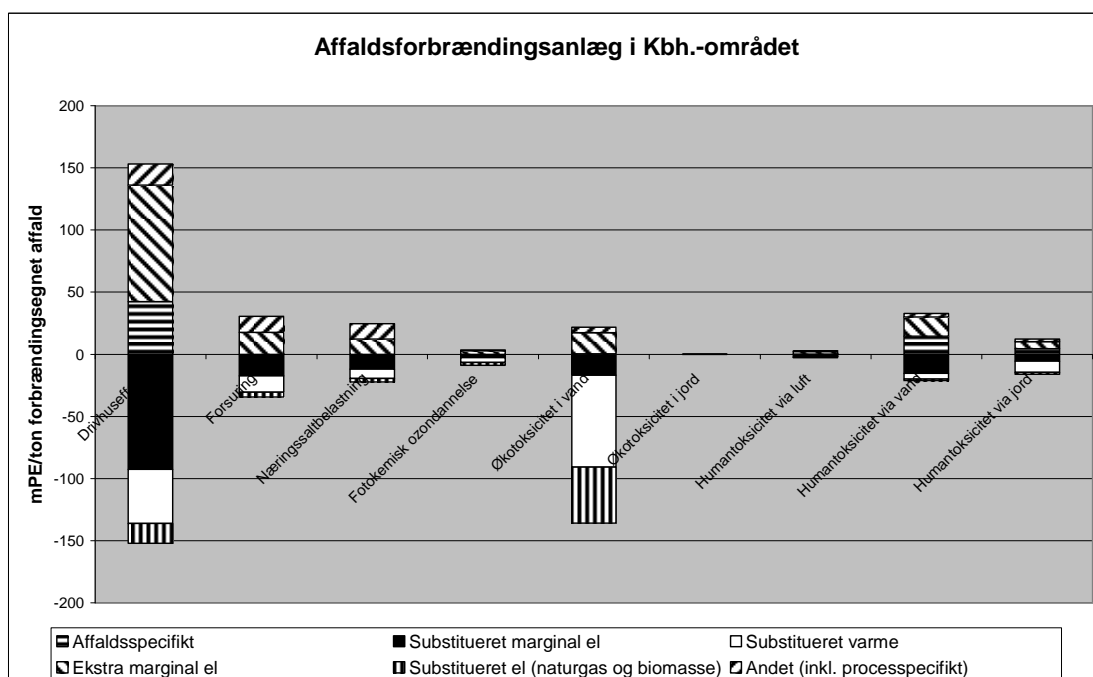
Figur 5.15. Potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton forbrændingsegnet affald fordelt på underprocesser på forbrændingsanlægget. Forbrændingsanlægget er placeret i et centralt kulfyret kraftvarmeværks område.

Ved placering af forbrændingsanlægget i et decentralt naturgasfyret kraftvarmeværksområde bliver billedet anderledes (figur 5.16), idet der er nettoemissioner forbundet med energisubstitutionerne. Dette skyldes, at der ved forbrændingsanlæggets substitution af varmeproduktion skubbes elproduktion ud, som skal erstattes af marginal kulfyret el. Det er den dominerende effekt i alle påvirkningskategorier. Processpecifikke emissioner er ligesom i foregående figur ubetydelige, og affaldsspecifikke kviksølvemissioner er af relativt mindre betydning pga. den dominerende effekt af den ekstra marginale el, som skal skaffes fra kulfyrede kraftvarmeværker.



Figur 5.16. Potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton forbrændingseget affald fordelt på underprocesser på forbrændingsanlægget. Forbrændingsanlægget er placeret i et decentralt naturgasfyrte kraftvarmeværks område.

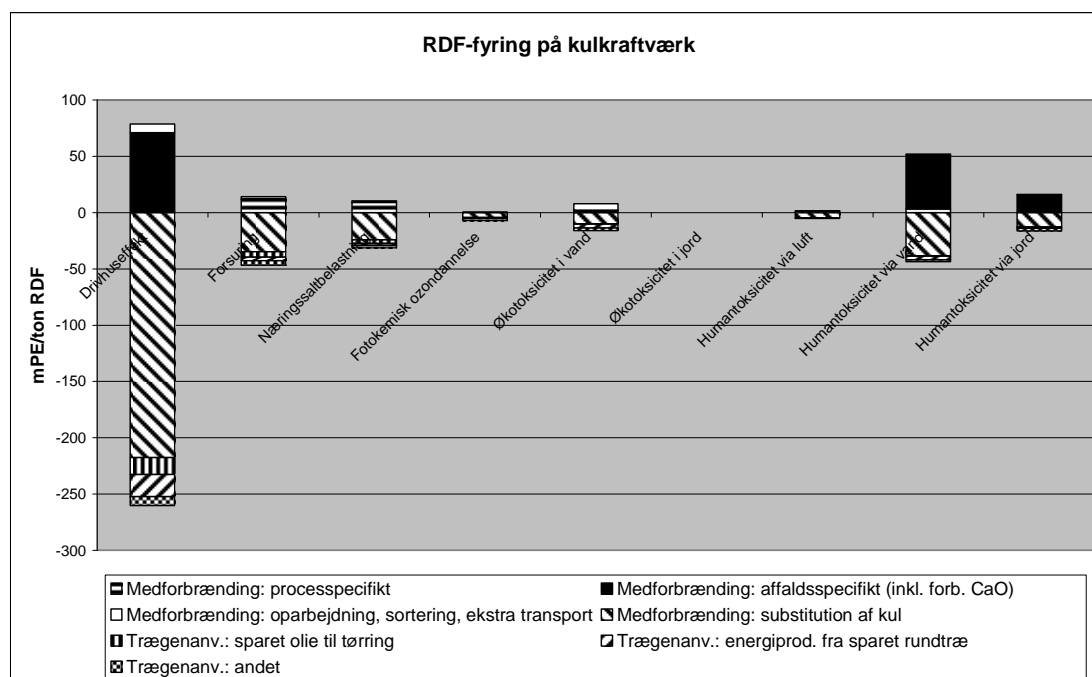
Billedet i Københavnsområdet (figur 5.17) ligger mellem de to foregående yderpunkter, idet den nødvendige ekstra el, som skal skaffes fra kulfyret kraftvarme, er væsentlig, men der er også store besparelse ved direkte el- og varmesubstitution. For påvirkningskategorien humantoksicitet via vand gør der sig det forhold gældende, at substitution af varme fra Avedøreværkets blok 2, der fyrer med olie, bibringer systemet en nettobesparelse.



Figur 5.17. Potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton forbrændingseget affald fordelt på underprocesser på forbrændingsanlægget. Forbrændingsanlægget er placeret i Københavnsområdet.

5.3.2 RDF-fyret kulkraftværk per ton RDF

I figur 5.18 kan ses, hvordan miljøpåvirkningerne ved behandling af 1 ton RDF-fraktion inklusiv den udsorterede fraktion af genbrugseget træaffald er fordelt mellem underliggende processer på kulkraftværket og trægenanvendelsesprocessen. På kulkraftværket er det den direkte erstatning af kul, som spiller den væsentligste rolle; de affaldsspecifikke emissioner associeret med forbrænding af RDF-fraktionen har dog betydning i påvirkningskategorierne drivhuseffekt og humantoksicitet via vand og jord pga. affaldets indhold af hhv. fossilt kulstof og kviksølv. Trægenanvendelse bidrager til undgåede emissioner ved at spare olie til tørring af træ samt ved at substituere rundtræ, der kan benyttes til energifremstilling.



Figur 5.18. Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på underprocesser ved behandling af 1 ton RDF på et RDF-fyret kulkraftværk (med semitør APC) samt genanvendelse af affaldstræ til spånplader.

6 Vurdering af robustheden af miljøvurderingens resultater

Resultaterne, som blev præsenteret i kapitel 5, bygger på en lang række forudsætninger, som ligger til grund for modelleringen af de undersøgte systemer. Som beskrevet i kapitel 2 "Projektforudsætninger" inkluderer det bl.a. valg af marginal elteknologi, energieffektivitet og fordeling mellem el- og varmeproduktion på forbrændingsanlægget samt modellering af røggasrensning, især mht. kviksølvemission. Relateret til kviksølvemissioner er også modelleringen af affaldets indhold af tungmetaller, hvor især RDF-fraktionens kemiske sammensætning kan tænkes at spille en rolle, da røggasrensning for Hg er langt mindre effektiv på et kulfyret kraftvarmeværk end på et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg. De tre førstnævnte forhold er afhængige af valg, der blev gjort i løbet af projektet og er i realiteten ikke forbundet med datausikkerhed, så længe de valgte parameterværdier ligger inden for grænserne af teknologiernes formåen. Med hensyn til RDF-fraktionens kemiske sammensætning vil den være afhængigt af sorteringsproceduren og kan derfor sandsynligvis variere betydeligt.

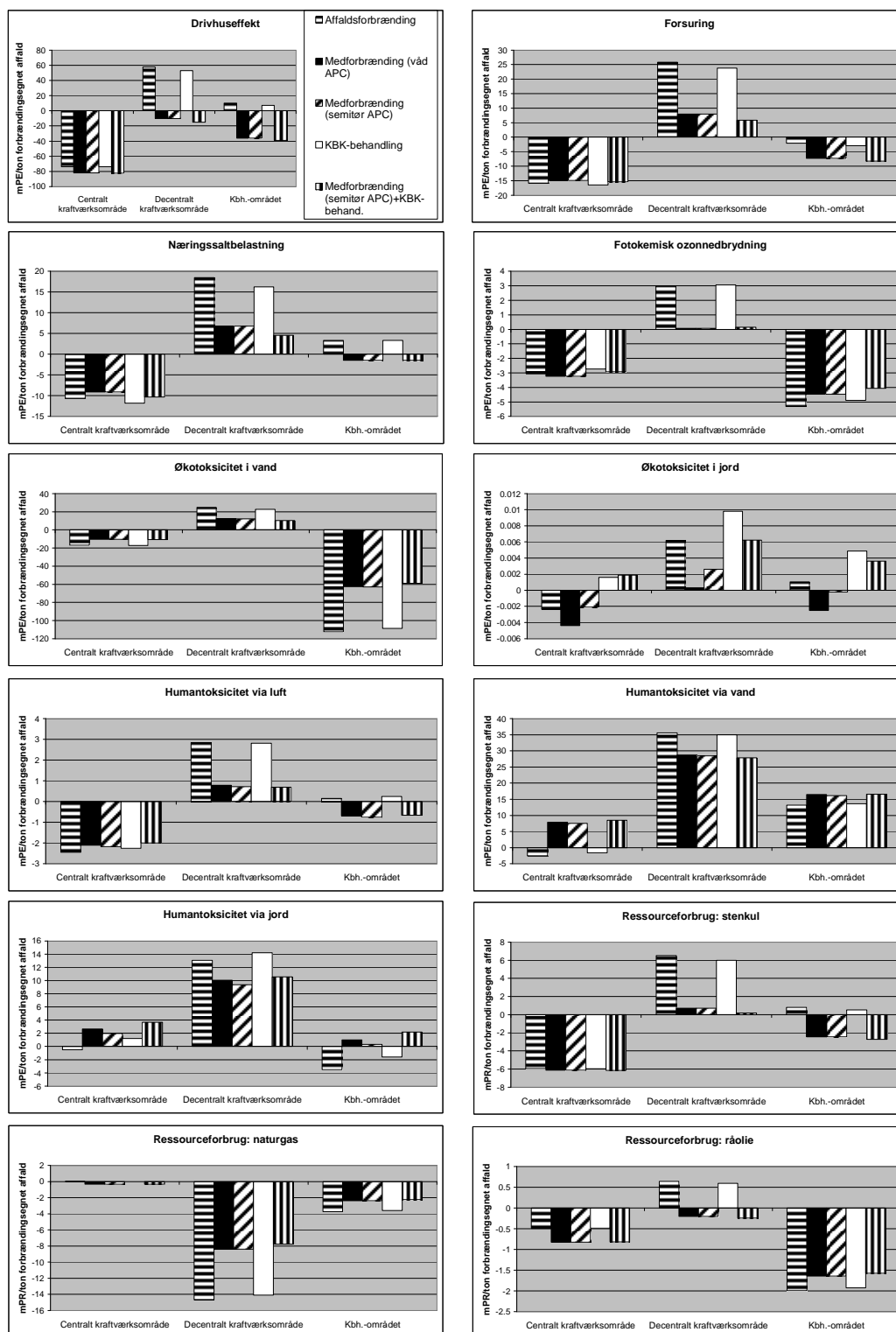
Det vurderedes, at især ændringer i disse fire forhold kunne have betydning for livscyklusvurderingens samlede resultater, og derfor blev der udført følsomhedsanalyser, hvor livscyklusvurderingen af behandling af 1 ton forbrændingseget affald blev gentaget med ændrede værdier på disse punkter.

6.1 Følsomhedsanalyser

Følsomhedsanalyserne omfatter dels ændringer i forbindelse med teknologiudformning og affaldssammensætning, dels systemrelaterede ændringer mht. energisubstitution og valg af marginal elteknologi. Der blev gennemført analyser baseret på at:

- forbrændingsanlæggets elvirkningsgrad sænkes
- forbrændingsanlæggets røggasrensning mht. kviksølv forbedres
- tungmetalindholdet i RDF-fraktionen øges
- energisubstitution i Københavnsområdet ændres
- naturgasbaseret elproduktion udgør den marginale elteknologi

6.1.1 Elvirkningsgrad på dedikeret forbrændingsanlæg



Figur 6.1. Potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug ved nedsat elvirkningsgrad på forbrændingsanlægget.

En af de vigtigste forudsætninger ved modellering af forbrændingsanlæg er fastlæggelse af størrelsen af energiindvindingen i form af elvirkningsgrad og

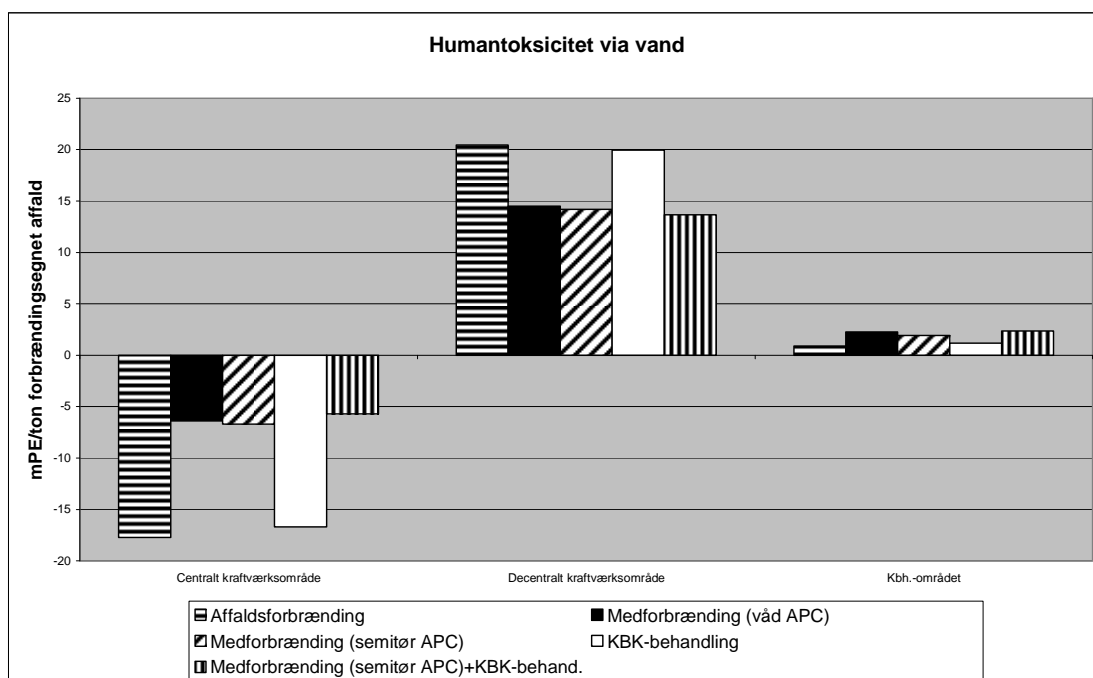
varmevirkningsgrad. Det blev undervejs i projektet besluttet at modellere forbrændingsanlægget med en elvirkningsgrad på 22 % samt en varmevirkningsgrad på 73 % af affaldets nedre brændværdi, begge nettoværdier. Disse relative høje virkningsgrader kan opnås på et velfungerende anlæg, som er specielt designet til at prioritere elproduktionen, hvilket især indebærer højere damptryk i kedlen. Et sådant system kan tænkes at være mindre robust, hvilket kan resultere i en forringet el- (og varmevirkningsgrad) f.eks. på grund af øget risiko for nedbrud. For at undersøge miljøvurderingens følsomhed overfor nedsat energivirkningsgrad på forbrændingsanlægget blev der udført en modellering, hvor elvirkningsgraden blev nedsat til 20 % (varmevirkningsgraden blev for overskueligheden skyld fastholdt på 73 %).

Figur 6.1 viser potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug ved at nedsætte elvirkningsgraden til 20 % på forbrændingsanlægget. Hver delfigur viser miljøpåvirkningerne i én påvirkningskategori for dedikeret affaldsforbrænding, medforbrænding (med våd og semitør APC), KBK-behandling samt en kombination af medforbrænding og KBK-behandling ved de tre forskellige placeringer af affaldsforbrændingsanlægget. Desuden viser de tre nederste delfigurer ressourceforbruget.

Ved sammenligning med figur 5.1 til 5.9 ses, at de overordnede konklusioner mht. dedikeret affaldsforbrænding i forhold til medforbrænding ikke ændrede sig, selvom forbrændingsanlæggets nettoemissionsbesparelser generelt blev mindre og nettoemissionerne blev større. F.eks. blev fordelene ved medforbrænding i kategorien potentiel drivhuseffekt betydelig større end i den oprindelige modellering ved placering af forbrændingsanlægget i et centralt kraftvarmeværksområde, men der var stadig kategorier, hvor affaldsforbrænding var bedst. Det samme gjorde sig gældende i Københavnsområdet. Medforbrænding i et decentralt kraftvarmeværksområde gav stadig anledning til færre potentielle miljøpåvirkninger i alle påvirkningskategorier.

6.1.2 Forbedret Hg-rensning

Ved denne følsomhedsanalyse antages forbrændingsanlægget at forbedre sin Hg-rensning til det bedst opnåelige i Danmark repræsenteret ved forbrændingsanlægget i Ålborg. Dette betyder i praksis, at røggasemissionen sænkes fra 0,4 % af Hg-indholdet i affaldet til 0,02 %.

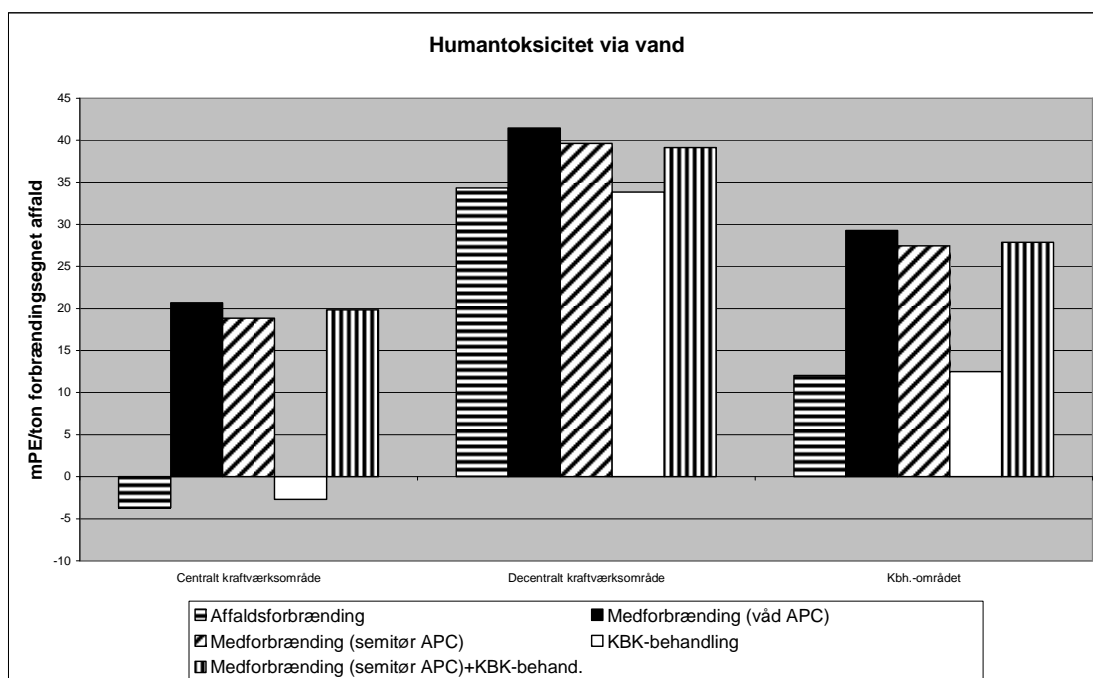


Figur 6.2. Potentiel humantoksicitet via vand ved forbedret Hg-rensning på forbrændingsanlægget.

Resultatet af denne følsomhedsanalyse er vist i figur 6.2. Som det fremgår af de foregående afsnit, er kviksølvindholdet en væsentlig faktor i miljøpåvirkningskategorier humantoksicitet via vand. Sammenlignes miljøpåvirkningerne med figur 5.8, som viser potentiel humantoksicitet via vand ved den oprindelige røggasrensning, ses en betydelig miljøforbedring ved forbedret Hg-rensning af røggassen på forbrændingsanlægget. Der er her et potentiale for miljøforbedringer, og det understreger vigtigheden af at have fokus på røggasrensningen på forbrændingsanlæggene.

6.1.3 Kemisk sammensætning af RDF-fraktion

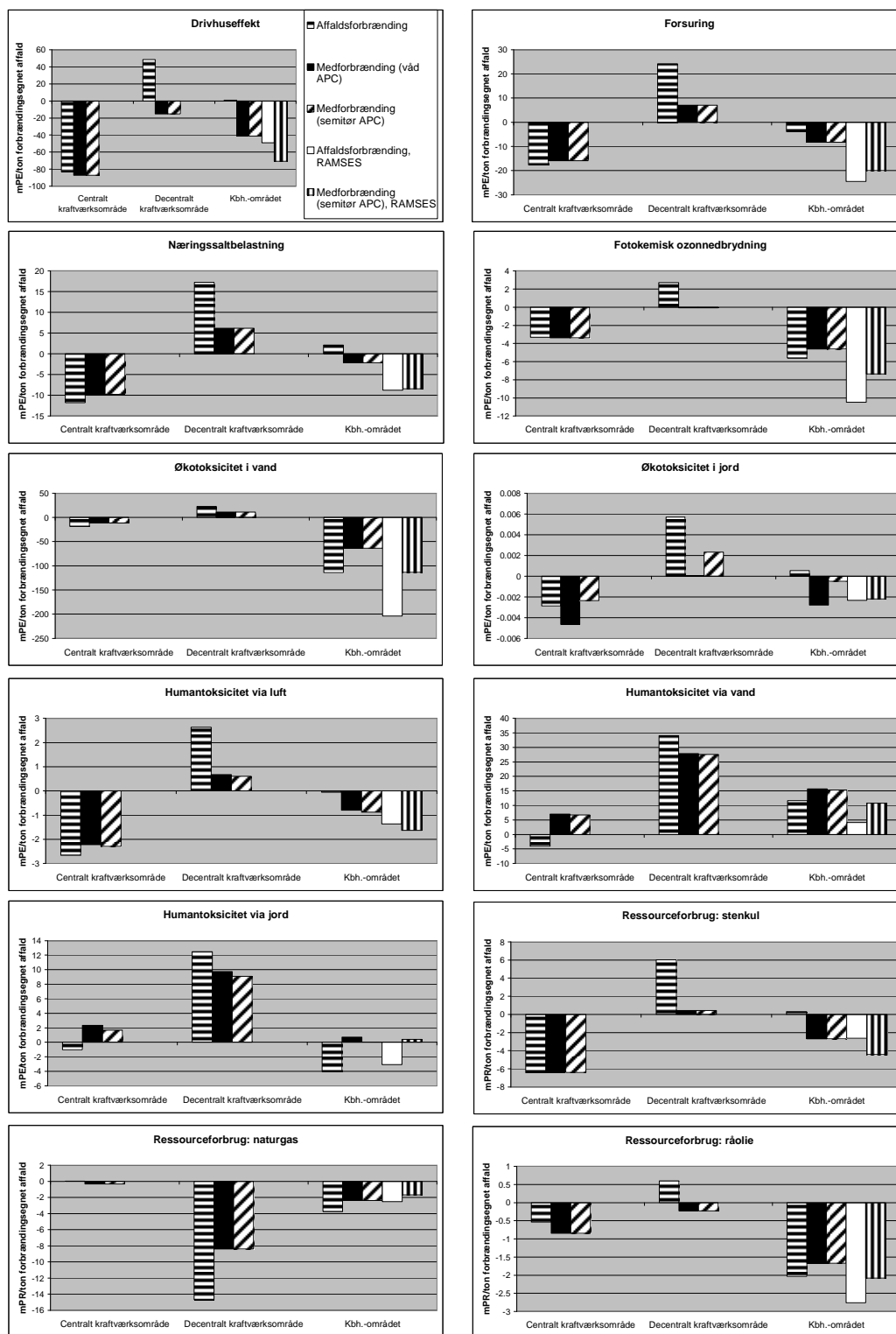
Som det ses af de foregående afsnit, er kviksølvindholdet en væsentlig faktor i miljøpåvirkningskategorier humantoksicitet via vand. Den kemiske sammensætning, og dermed Hg-indholdet i RDF-fraktionen afhænger af hvilke affaldstyper, der indgår i den. Dette vil kunne variere en del afhængigt af, hvordan udsorteringen foregår. Der blev derfor udført en følsomhedsanalyse for at estimere virkningen af at forhøje indholdet af Hg og andre tungmetaller (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Pb, Zn) til det dobbelte i forhold til den ellers anvendte affaldssammensætning.



Figur 6.3. Potentiel humantoksicitet via vand ved en fordobling af tungmetalindholdet i RDF-fraktionen

Resultatet af denne følsomhedsanalyse ses i figur 6.3. Ved samtlige placeringer af forbrændingsanlægget gav medforbrænding anledning til de største miljøpåvirkninger, dog kun marginalt i det decentrale scenarie, men meget klart i det centrale scenarie og i Københavnsområdet. Sammenlignes miljøpåvirkningerne med figur 5.8 som viser potentiel humantoksicitet via vand ved det oprindelige tungmetalindhold i RDF-fraktionen ses, at påvirkningsniveauet i alle scenarier stiger betragteligt ved en fordobling af Hg-indholdet. Medforbrænding er således meget følsomt overfor Hg-indhold i RDF-fraktionen i denne påvirkningskategori pga. den mindre effektive røggasrensning for Hg på et kulfyret kraftvarmeværk. Det er således vigtigt at sikre en effektivt sortering af RDF-fraktionen for at undgå toksiske miljøeffekter.

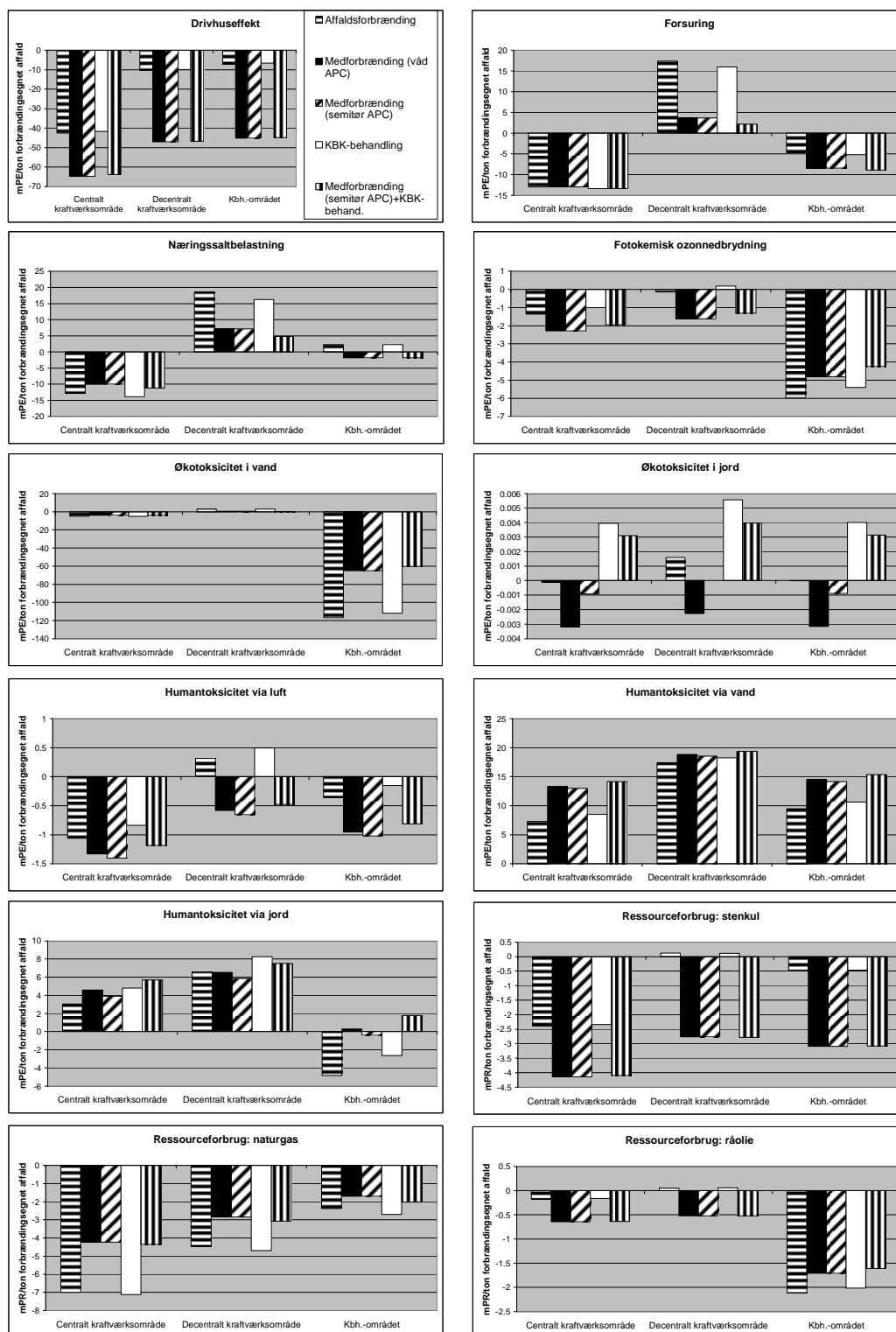
6.1.4 Brændselsfortrængning i Københavnsområder iflg. RAMSES-modellering



Figur 6.4. Potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug ved behandling af 1 ton forbrændingsæget affald ved antagelse af brændselsfortrængning i Københavnsområdet som modelleret af Energistyrelsen vha. RAMSES-modellen.

Følsomhedsanalysen med ændret energisubstitution i Københavnsområdet (figur 6.4) blev udført i forlængelse af Energistyrelsens RAMSES-modellering. Ved anvendelse af Energistyrelsens vurdering af brændselsfortrængning resulterede følsomhedsvurderingen i bedre miljøresultater for såvel forbrændingsscenariet som medforbrændingsscenariet i næsten alle påvirkningskategorier i Københavnsområdet. I de fleste tilfælde ændrede det ikke på det relative forhold mellem de to scenarier, udover at resultaterne kom tættere på resultaterne for forbrænding i det centrale kraftværksområde. Det understreger, at miljøvurderingen er følsom over for udformningen af de varmesystemer, som forbrændingsanlægget forudsættes placeret i.

6.1.5 Naturgasfyring som marginal elteknologi



Figur 6.5. Potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug ved behandling af 1 ton forbrændingsægnede affald ved antagelse af at marginal elektricitet fremstilles fra naturgas på et combined-cycle kraftvarmeværk.

Figur 6.5 viser de potentielle miljøpåvirkninger i de ikke-toksiske og toksiske påvirkningskategorier samt ressourceforbruget af stenkul, naturgas og råolie ved antagelse af at fyring med naturgas på et combined-cycle decentralt kraftvarmeværk leverer den marginale elproduktion, som erstattes af affaldsforbrænding.

Ved modellering af dette i EASEWASTE blev alle substitutioner og forbrug af marginal el baseret på kulfyring udskiftet med en ekstern proces, som beskriver emissioner og ressourceforbrug – allokeret efter energikvalitet - ved elproduktion baseret på naturgas på et combined-cycle decentralt kraftvarmeværk (se bilagsrapport). I denne proces indgår også emissioner og ressourceforbrug ved produktion af naturgas.

Ikke-toksiske påvirkningskategorier

Ved sammenligning af resultaterne for dedikeret affaldsforbrænding og medforbrænding ved placering af forbrændingsanlægget i et centralt kulfyret kraftvarmeværksområde ses, at medforbrænding giver en markant større besparelse i påvirkningskategorien drivhuseffekt end affaldsforbrænding. Dette skyldes at naturgas som brændsel frigør mindre CO₂ per energienhed end kul (57 kg CO₂/GJ i forhold til 95 kg/GJ). Som konsekvens heraf resulterer substitution af naturgasbaseret el i mindre besparelser af fossilt CO₂ end den direkte kulbesparelse ved medforbrænding. Mht. forsurening var der kun en ganske lille forskel på de to teknologier i affaldsforbrændingens favør. Næringssaltbelastning og fotokemisk ozondannelse udviste modsatrettede tendenser, idet affaldsforbrænding var bedst i førstnævnte kategori og medforbrænding var bedst i sidstnævnte. Fotokemisk ozonnedbrydning skyldes hovedsageligt metan og VOC, og den naturgasbaserede substituerede proces har betydeligt færre emissioner af disse stoffer end kulbaseret elproduktion. Derfor leder forbrænding af RDF-fraktionen på et kulkraftværk og den tilhørende substitution af kul til større besparelser i denne påvirkningskategori.

Når affaldsforbrændingsanlægget tænkes placeret i et decentralt naturgasfyret kraftvarmeværksområde er miljøpåvirkningerne ved medforbrænding i alle tilfælde mindre end ved dedikeret affaldsforbrænding. Dette skyldes, som beskrevet i afsnit 3.1.5, at substitution af naturgasfyret varme leder til et underskud af elproduktion, som skal erstattes af marginal el. Ved udsortering af RDF-fraktionen falder brændværdien i restaffaldet og mængden af marginal el, der skal erstattes, falder ligeledes, hvilket resulterer i mindre miljøpåvirkninger ved medforbrænding.

Toksiske påvirkningskategorier

I de toksiske påvirkningskategorier er medforbrænding miljømæssigt bedst, uanset hvor forbrændingsanlægget er placeret, i kategorierne økotoksicitet i jord og humantoksicitet via luft og jord. I de resterende kategorier er dedikeret affaldsforbrænding bedst. Som ved de ikke-toksiske påvirkningskategorier resulterer substitution af naturgasbaseret marginal el i relativt mindre besparelser af emissioner end besparelsen ved direkte at erstatte kul med RDF-fraktionen.

Ressourceforbrug

Besparsen af stenkul er markant større ved medforbrænding end ved dedikeret affaldsforbrænding, hvilket skyldes, at forbrændingsanlægget i dette tilfælde kun sparer kul ved varmesubstitution. Dette forhold accentueres i scenariet med forbrændingsanlægget placeret i et decentralt kraftvarmeværksområde, hvor der ikke

er nogen nettobesparelse af kul ved affaldsforbrænding. Mht. brug af ressourcen naturgas er der i det centrale scenarie en besparelse, som er størst for dedikeret affaldsforbrænding, da forbrændingsanlægget direkte substituerer naturgasfyret el.

6.1.6 Delkonklusion mht. følsomhedsanalyser

Modellering af scenarierne med værdier som defineret i følsomhedsanalyserne ændrede ikke de overordnede konklusioner mht. affaldsforbrænding i forhold til medforbrænding som præsenteret under de tre første punkter i afsnit 5.1.5, men det påvirkede bl.a. følgende områder:

- Dedikeret affaldsforbrænding, bliver miljømæssigt set lidt dårligere, når anlæggets elvirkningsgrad reduceres til 20 %. Det relative forhold mellem dedikeret affaldsforbrænding og medforbrænding opretholdes dog i samtlige påvirkningskategorier, hvilket viser at miljøvurderingen er robust overfor små ændringer i forbrændingsanlæggets energieffektivitet.
- Med en forbedret rensning for kviksløv på det dedikerede forbrændingsanlæg svarende til det bedst opnåelige, forøges forskellen væsentligt mellem dedikeret affaldsforbrænding og medforbrændingsscenariet i den toksiske påvirkningskategori human toksicitet via vand til fordel for affaldsforbrænding. Det demonstrerer, at der bør være fokus på røggasrensning.
- En tilsvarende effekt fås, hvis tungmetalindholdet i RDF-fraktionen i stedet fordobles. Her bliver medforbrændingsscenariet ligeledes miljømæssigt væsentlig dårligere end forbrændings- og KBK-scenariet mht. potentiel humantoksicitet via vand. Følsomhedsanalysen understreger, at det er vigtigt at sikre en effektivt sortering af RDF-fraktionen for at undgå toksiske miljøeffekter.
- Følsomhedsanalysen med ændret energisubstitution i Københavnsområdet ved anvendelse af Energistyrelsens vurdering af brændselsfortrængning resulterede i bedre miljøresultater for såvel forbrændingsscenariet som medforbrændingsscenariet i næsten alle påvirkningskategorier. Det understreger, at miljøvurderingen er følsom over for udformningen af de varmesystemer, som forbrændingsanlægget forudsættes placeret i.
- Følsomhedsvurderingen med naturgasbaseret i stedet for kulbaseret marginal el viser en forholdsmæssig større reduktion af drivhuseffekten ved medforbrænding end for de øvrige scenarier. Det relative forhold mellem scenarierne ændredes i en række påvirkningskategorier, hvilket understreger, at miljøvurderingen er følsom for valg af marginal elteknologi.

7 Miljøvurderingens konsistens og fuldstændighed

Ved udførelse af en livscyklusvurdering, som anvendes til at drage sammenlignende konklusioner om alternative systemer, kræves det, at analysen er konsistent, dvs. at forudsætninger, metoder, evalueringsmodeller og data bliver anvendt på samme måde gennem hele livscyklusopgørelsen. Dette gælder for hele livscyklusforløbet i det enkelte system, men i lige så høj grad for parallelle systemer, som skal sammenlignes – her er det essentielt at behandle systemerne ens for at opnå troværdige resultater.

Nærværende projekt anses med hensyn til forudsætninger, metoder og brug af livscyklusmodeller konsistent som beskrevet i afsnit 3.2.

Ifølge ISO-standarden skal livscyklusvurderingen være fuldstændig, dvs. data fra alle faser af affaldsbehandlingen skal være tilgængelige og skal benyttes ved beregning af resultater og ved dragning af konklusioner. Som beskrevet i kapitel 3 er miljøvurderingen fokuseret på behandlingsdelen af affaldssystemet, idet transportrelaterede emissioner kun inkluderes i de tilfælde, hvor der skønnes at være forskelle forbundet med de forskellige behandlingsmetoder, og deponering af restprodukter ikke inkluderes. Som beskrevet i afsnit 3.1.3 anses dette for at være mindre væsentligt for miljøvurderingens samlede resultater.

En opgørelse af samtlige teknologier og eksterne processers livscyklusopgørelser kan findes i den medfølgende bilagsrapport, som også indeholder en beskrivelse af affaldssammensætning af forbrændingseget affald med angivelse af en lang række kemiske parametre.

Det vurderes således ikke, at der blev udeladt nogen væsentlige informationer, som kunne forandre analysens resultater og konklusioner. I ét tilfælde, hvor der oprindeligt var tænkt at foretage udeladelser nemlig mht. brydning af kul og efterfølgende transport, blev det efterfølgende besluttet at inkludere disse data for at leve op til kravet om fuldstændighed

8 Konklusioner

Der blev udført en livscyklusbaseret miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer vha. LCA-modellen EASEWASTE. Potentielle miljøpåvirkninger i ni påvirkningskategorier og ressourceforbruget af fossile brændsler ved behandling af 1 ton forbrændingseget affald blev opgjort for en række affaldssystemer, der inkluderede dedikeret affaldsforbrænding, medforbrænding af en udsorteret RDF-fraktion på et kulfyret kraftvarmeværk og kombineret biogas- og kompostproduktion fra husholdningernes bioaffald (KBK-behandling).

De potentielle miljøpåvirkninger blev normeret og angivet som (milli)personækvivalenter i de respektive påvirkningskategorier, men der blev ikke foretaget vægtning, dvs. der blev ikke taget stilling til hvilke påvirkningskategorier, der har størst betydning for miljøet.

Baseret på resultaterne præsenteret i kapitel 5 kan der drages følgende hovedkonklusioner af den udførte miljøvurdering:

- Med miljømæssigt set optimal placering af et nyt forbrændingsanlæg, dvs. i et centralt kulfyret kraftvarmeværks område, er dedikeret affaldsforbrænding, medforbrænding samt KBK-behandling ligeværdige alternativer mht. ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger.
- Med hensyn til potentielle toksiske miljøeffekter i et centralt kulfyret kraftvarmeværks område vil dedikeret forbrænding og KBK-behandling medvirke til lidt større nettoemissionsbesparelser i forhold til medforbrænding pga. bedre rensning af tungmetaller i røggassen på forbrændingsanlæg end på kraftværker.
- Ved placering af forbrændingsanlægget i et decentralt naturgasfyret kraftvarmeværksområde er medforbrænding en miljømæssigt bedre løsning, idet medforbrænding var bedst i alle undersøgte potentielle miljøpåvirkningskategorier.
- I Københavnsområdet er resultaterne intermediære i forhold til det centrale og decentrale kraftværksområde, idet dedikeret affaldsforbrænding var bedst i et antal kategorier og medforbrænding var bedre i de resterende.
- KBK-behandling og dedikeret affaldsforbrænding kan betragtes som miljømæssigt set ligeværdige behandlinger i samtlige kraftværksområder.
- Det var ikke muligt at adskille røggasrensningsteknologierne ”våd APC” og ”semitør APC”. De betragtes som miljømæssigt ligeværdige ved forbrænding af RDF-fraktionen.

Disse konklusioner gælder for behandling af 1 ton forbrændingseget affald og under antagelse af at den marginale elektricitet, dvs. den el, som substitueredes af de

undersøgte teknologier, var baseret på kul. Det gøres dog opmærksom på, at når alternativerne beskrives som ligeværdige, betyder det ikke, at de gav anledning til eksakt samme miljøpåvirkninger.

Der blev udført følsomhedsanalyser for at undersøge miljøvurderingens robusthed i forhold til en række antagelser herunder om typen af marginal elektricitet, forbrændingsanlæggets energieffektivitet og røggasrensning mht. kviksølv samt RDF-fraktionens indhold af tungmetaller. Følgende konklusioner kunne drages heraf:

- Dedikeret affaldsforbrænding bliver miljømæssigt set lidt dårligere, når anlæggets elvirkningsgrad reduceres til 20 %. Det relative forhold mellem dedikeret affaldsforbrænding og medforbrænding opretholdes dog i samtlige påvirkningskategorier, hvilket viser at miljøvurderingen er robust overfor små ændringer i forbrændingsanlæggets energieffektivitet.
- Med en forbedret rensning for kviksølv ved dedikerede forbrænding svarende til det bedst opnåelige, forøges forskellen væsentligt mellem dedikeret affaldsforbrænding og medforbrændingsscenariet i den toksiske påvirkningskategori human toksicitet via vand. Det demonstrerer, at der bør være fokus på røggasrensning.
- En tilsvarende effekt fås, hvis tungmetallindholdet i RDF-fraktionen i stedet fordobles. Her bliver medforbrændingsscenariet ligeledes miljømæssigt væsentlig dårligere end forbrændings- og KBK-scenariet mht. potentiel humantoksicitet via vand. Følsomhedsanalysen understreger, at det er vigtigt at sikre en effektiv sortering af RDF-fraktionen for at undgå toksiske miljøeffekter.
- Følsomhedsanalysen med ændret energisubstitution i Københavnsområdet ved anvendelse af Energistyrelsens vurdering af brændselsfortrængning resulterede i bedre miljøresultater for såvel forbrændingsscenariet som medforbrændingsscenariet i næsten alle påvirkningskategorier. Det understreger, at miljøvurderingen er følsom over for udformningen af de varmesystemer, som forbrændingsanlægget forudsættes placeret i.
- Følsomhedsvurderingen med naturgasbaseret i stedet for kulbaseret marginal el viser en forholdsmæssig større reduktion af drivhuseffekten ved medforbrænding end for de øvrige scenarier. Det relative forhold mellem scenarierne ændredes i en række påvirkningskategorier, hvilket understreger, at miljøvurderingen er følsom for valg af marginal elteknologi.

9 Referencer

affald danmark (2007): Notat vedrørende materialefraktioner i forbrændingseget affald og RDF.

Behnke, K. (2006): Notat om deklaration af fremtidigt elforbrug, Energinet.dk, Danmark.

Damgaard (2007): Oplysninger fra Hans Damgaard, Produktionsleder v. Århus Affalds- og Genanvendelsesanstalt A/S.

Dansk Standard (2006): DS/EN ISO 14044. Miljøledelse – Livscyklusvurdering – Krav og vejledning. 1. udgave, Danmark.

DONG Energy (2007a): Regneark fra Dong Energy indeholdende data for energisystemerne samt tekniske data, Danmark.

DONG Energy (2007b): Notat vedr. emissioner ved medforbrænding af affald, Danmark.

DONG Energy (2007c): Avedøreværket. Grønt regnskab 2006, Danmark.

DONG Energy (2007d): Powerpoint-præsentation om RDF sortering/oparbejdning afholdt af Erik Vilstrup, Ingeniør hos DONG Energy, 11. oktober 2007.

Ekvall, T. & Weidema, B. (2004): System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis, *International Journal of LCA*, 9 (3), 161 – 171.

Elsam (2006): Grønt regnskab 2005. Elsam Kraft A/S Studstrupværket, Danmark.

Elsam, Energi E2, Eltra, Elkraft & Elfor (2000): Livscyklusvurdering af dansk el og kraftvarme, Danmark.

Energinet.dk (2007): Miljørapport 2007 – Baggrundsrapport, Danmark.

Energistyrelsen (2007). Energistatistik 2006, Energistyrelsen.

Energistyrelsen (2008): Notat. Affald på centrale kontra decentrale værker. Virkning på elproduktion, brændselsforbrug og CO₂-emissioner. 9. april 2008, Danmark.

Hansen, T.L., Christensen, T.H. & Schmidt, S. (2006): Environmental modeling of use of treated organic waste on agricultural land: a comparison of existing models for life cycle assessment of waste systems. *Waste Management and Research* 24: 141-152

Juniper (2001): Pyrolysis and Gasification of Waste: A Worldwide Technology and Business Review. Volume 2: Technology and Processes. Second Edition. Juniper Consultancy Services Ltd.

Kirkeby, J.T., Birgisdóttir, H., Hansen, T.L., Christensen, T.H., Bhandar, G.S. & Hauschild, M.Z. (2006): Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. *Waste Management and Research* 24: 3-15.

Lindvall, H., Kirkeby, J & Christensen, T.H. (2006): Indledende miljømæssig vurdering af disponeringen af træaffald i Danmark - Samarbejdsprojekt mellem Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet og *affald danmark*

Miljøstyrelsen (2006): Affaldsstatistik 2005. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 6 2006.

Møller, J. & Christensen, T.H. (2007): LCA af dagrenovationssystemet i syv nordsjællandske kommuner. Rapport udført for I/S Vestforbrænding.

Nielsen, M. & Illerup, J.B. (2003): Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme. Eltra PSO projekt 3141. Kortlægning af emissioner fra decentrale kraftvarmeværker - Delrapport 6, Faglig rapport fra DMU nr. 442, Danmarks Miljøundersøgelser, Danmark.

Patyk, A. & Reinhardt, G.A. (1997): Düngemittel - Energie- und Stoffstrombilanzen. Vieweg-Verlag, Braunschweig/Wiesbaden, Germany.

Petersen, C. & Domela, I. (2003): Sammensætning af dagrenovation og ordninger for hjemmekompostering, Miljøprojekt nr. 868, Miljøstyrelsen.

Rambøll (2007): Vurdering af samforbrænding – 2. udkast, Notat fra Rambøll, Virum.

Riber C., Petersen, C. & Christensen T.H. (2008): Chemical composition of material fractions in Danish household waste. Indsendt til Waste Management.

Sander (2007): Oplysninger fra Bo Sander, Senioringeniør hos DONG Energy.

Stranddorf, H.K., Hoffmann, L. & Schmidt, A. (2005): Impact categories, normalisation and weighting in LCA. Environmental News No. 78. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

UMIP (2002): UMIP – Miljøstyrelsens pc-værktøj for livscyklusvurderinger, Danmark.

Vattenfall (2007): Amagerværket. Grønt regnskab 2006, Danmark.

Viborg Kraftvarme (2007): Grønt regnskab 2006. Viborg Kraftvarme A/S, Danmark.

Weidema, B. (2004): Geografisk, teknologisk og tidsmæssig afgrænsning i LCA, Miljønyt nr. 73 2004, Miljøstyrelsen.

Weidema, B., Frees, N. & Nielsen, A-M. (1999): Marginal Production Technologies for Life Cycle Inventories, *International Journal of LCA*, 4 (1), 48 – 56.

Wenzel, H; Hauschild, M. & Alting, L. (1997): Environmental Assessment of Products. Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development. Kluwer Academic Publishers.

Winther (2007): Personlig kommunikation, Erik Winther, DONG Energy, november 2007.

affald danmark

Vurdering af "Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer"

Review

COWI A/S

Parallelvej 2
2800 Kongens Lyngby

Telefon 45 97 22 11
Telefax 45 97 22 12
www.cowi.dk

Indholdsfortegnelse

| | | |
|----------|--------------------------------|----------|
| 1 | INDLEDNING | 2 |
| 2 | OVERORDNEDE KOMMENTARER | 2 |
| 3 | ENERGI-ASPEKTER | 3 |
| 3.1 | ENERGISUBSTITUTION | 3 |
| 3.2 | ENERGIREGNSKAB | 3 |
| 4 | SUBSTITUTIONS-ASPEKTER | 4 |
| 4.1 | KOMPOST | 4 |
| 4.2 | TRÆAFFALD | 4 |
| 5 | RESTPRODUKTER | 5 |
| 6 | AFFALDSMÆNGDER | 5 |
| 6.1 | BIOLOGISK NEDBRYDELIGT AFFALD | 5 |
| 6.2 | RDF | 5 |
| 7 | KONKLUSIONER | 5 |
| 8 | DATA OG BEREKNINGER | 6 |

Dokument nr. 68999-1

Version nr. 2

Udgivelsesdato 17. juni 2008

Udarbejdet TLHA,

Kontrolleret EHN

Godkendt TLHA

1 Indledning

DTU Miljø, Institut for Vand og Miljøteknologi har udarbejdet rapporten "Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer" for affald danmark. Miljøvurderingen er så vidt muligt udført i overensstemmelse med de foreliggende ISO standarder for livscyklusvurderinger.

Miljøvurderingen sammenligner affaldsforbrænding med medforbrænding af en udsorteret RDF-fraktion, biologisk behandling af den organiske del af husholdningsaffaldet samt en kombination af medforbrænding og biologisk behandling. I alle scenarier sammenlignes bortskaffelse af 1 ton forbrændingsegnet affald.

affald danmark har bedt COWI A/S om at vurdere rapporten med fokus på LCA-metodik og affaldstekniske forhold. Evalueringen er foretaget af Erik Hansen og Trine Lund Neidel.

Evalueringen er foretaget på baggrund af hovedrapporten dateret juni 2008, tilhørende bilagsrapport samt evaluering af de energimæssige forudsætninger ("Vurdering af elementer i rapporten "Miljøvurdering af affaldsforbrændingsalternativer") udført af Ea Energianalyse.

COWI har haft en dialog med DTU Miljø og affald danmark på basis af foreløbige udgaver af rapporten, og på grundlag heraf er en række ting blevet uddybet og tydeliggjort. Nærværende notat indeholder dels vores overordnede vurdering af rapporten og dens resultater, dels en række kommentarer til specifikke forhold vedr. forskellige forudsætninger.

2 Overordnede kommentarer

Det er vores generelle vurdering, at rapportens konklusioner er pålidelige med forbehold for de bemærkninger, der er givet i det følgende, og for de generelle usikkerheder der er knyttet til en analyse som denne. Der er naturligvis en række detaljer, der kan diskuteres, men næppe forhold der afgørende vil ændre rapportens konklusioner.

Vi oplever rapporten som stærk i det teoretiske grundlag med hensyn til konsekvens LCA og brug af marginaltankegangen, især hvad angår kraftværksektoren.

Rapporten behandler en kompliceret problemstilling, hvilket afspejles i de valgte scenarier: 4 affaldshåndteringsscenarier sammenlignes ud fra 3 kraftværks-substitutions situationer (central/decentral/Københavnsområdet). Dette gør det vanskeligt for læseren at danne sig et overblik over alle detaljer, hvilket mindsker gennemskueligheden og dermed muligheden for at vurdere, om de præsenterede resultater er korrekte og pålidelige. Langt hen ad vejen lykkes det dog forfatterne at guide læseren igennem projektet.

På enkelte punkter kunne man dog ønske sig mere klarhed eller uddybning. Disse punkter gennemgås i det følgende.

3 Energi-aspekter

3.1 Energisubstitution

Med hensyn til energisubstitution henvises også til EA Energianalyses notat, som vi er enige i.

Kul anvendes som marginal energikilde i beregningerne. Denne antagelse er baseret på modelleringer foretaget af Energistyrelsen. Generelt er der enighed om, at kul på kort sigt (maksimalt 10 år) er den marginale energikilde i Danmark. Da rapporten tager udgangspunkt i år 2012 er der ingen indvendinger mod dette valg af marginal energikilde.

Der må dog stilles spørgsmålstejn ved værdien af en analyse, der rækker 4 år frem i tiden, når de affaldsbehandlingsanlæg, der indgår i analysen har levetider på omkring 30 år. Analysens resultater ville være væsentligt mere anvendelige, hvis valget af marginale energikilder var dækkende for en længere tidsperiode. Definition af marginale energikilder på længere sigt ville kræve en analyse af affaldsforbrændings rolle i den fremtidige danske energisektor (f.eks. de næste 30 år), inklusiv en vurdering af behovet for affaldsbehandling i dette tidsrum. En sådan analyse er ikke inkluderet i projektet.

Der er i rapporten foretaget en følsomhedsanalyse i forhold til naturgas som marginal energikilde. Dette er ikke nødvendigvis den mest relevante alternative langtidsmarginal, da naturgasnettet formentligt ikke vil blive udbygget væsentligt i Danmark. Rapporten burde indeholde overvejelser omkring konsekvenserne af valg af andre marginale energikilder, f.eks. vedvarende energi.

Det burde i afsnittet om RAMSES energisystemanalyse, kap. 3.1.5 fremgå, hvilket år der modelleres.

3.2 Energiregnskab

Det er en forudsætning for sammenligningen af scenarierne, at de er afstemt efter, at der leveres samme mængde el og varme i alle scenarier. Den energimængde, der produceres ved affaldsbehandlingen, substituerer anden energi, der således fratrækkes de enkelte scenarier. Dette er underforstået for folk med kendskab til EASEWASTE-metoden, men da rapporten vil blive distribueret til et bredere publikum, er det vigtigt, at det fremstår klart, at "energileverancen til samfundet" er den samme i alle scenarier, mens energiforbrug (transport, internt energiforbrug på anlæggene osv.) godt kan variere fra scenarie til scenarie. Dette er tydeliggjort i afsnittet om systemgrænser.

Det er valgt kun at vise energibalancen for scenarierne ved placering i det centrale kraftvarmeområde (Tabel 5.1). Tilsvarende energibalancer burde angives for det decentrale område, og også gerne Københavnsområdet, da

der her er langt større forskelle mellem de enkelte scenarier. Samtidigt ville det gøre det lettere for læseren at gennemskue de enkelte scenarier.

4 Substitutions-aspekter

4.1 Kompost

I rapporten antages, at komposten substituerer uorganiske gødningsprodukter (afsnit 4.1.3). Ved anvendelsen af kompost lægges ofte vægt på jordforbedringsegenskaber såvel som gødningsvirkningen. Der mangler således en nærmere begrundelse i rapporten for at antage substitution af uorganiske gødningsprodukter (f.eks. at modelleringen bygger på den aktuelle situation for det nuværende KBK anlæg).

I rapporten forudsættes, at struktur materiale genanvendes i KBK anlægget og derfor betragtes som inert. Der er formodentlig tale om, at strukturmaterialet frasigtes. Der er dog næppe tale om 100 % genanvendelse, hvilket også er bemærket i rapporten.

Af tabel 5.1 fremgår, at der for KBK-processen regnes med indledende transport og forbehandling. Det burde være angivet, f.eks. i afsnit 5.1.4 og 4.13, hvilken type af transport og forbehandling, der henvises til, samt øvrige relevante forudsætninger.

4.2 Træaffald

Det burde forklares, hvorfor der udsorteres træaffald ved udsortering af RDF. Vi antager, at det skyldes, at der er valgt en specifik teknologi, som også udsorterer træ, men det står ingen steder.

Ved genanvendelse af træaffald via Novopan-processen antages i rapporten, at der sker substituering jomfrueligt træ til produktion af spånplader. Det er dernæst forudsat, at det herved sparede jomfruelige træ afbrændes i et biomassefyret kraftvarmeværk i Sverige (afsnit 4.1.4).

Denne konsekvens er mulig, men ikke nødvendigvis den mest sandsynlige. I Danmark, og formodentlig generelt på nordisk plan, sker der en tilvækst i træmængden, som er større end det faktiske forbrug. Dermed er det ikke givet, at genanvendelse af træ medfører, at der frigives træ til forbrænding. Det er lige så sandsynligt, at der reelt skoves mindre, således at det træ, der ikke bruges, får lov til at stå i skoven og dermed ikke udnyttes til energiproduktion. Dette bør reelt betragtes som en sandsynlig konsekvens set i et tidsperspektiv frem til 2012. På længere sigt er det muligt, at der sker en udbygning af kapaciteten for biomasseenergi, således at en større del af biomasse produktionen anvendes til energiproduktion. Der burde indgå et alternativt scenarium, hvor træet ikke skoves, og der kun spares energi til skovning og transport af træ. Dette alternative scenarie forventes at betyde, at genanvendelse af træaffald vurderes som miljømæssigt dårligere end antaget i rapporten.

5 Restprodukter

Det er problematisk, at miljøeffekterne fra håndtering af restprodukter fra de forskellige forbrændingsprocesser ikke medtages i vurderingerne, idet disse må forventes at være forskellige for de forskellige scenarier.

Rapporten burde som minimum opgøre mængden af "restprodukter til deponering" for hvert scenarie, eventuelt opdelt i toksicitetsklasser (f.eks. røggasrensingsprodukter og slagger).

6 Affaldsmængder

6.1 Biologisk nedbrydeligt affald

Den andel af affaldet, der tilføres KBK, udgør omkring halvdelen af potentialet for bioaffald. Mængden af udsorteret biologisk affald bygger på konkrete data fra en række danske kommuner samt den konkrete forbehandlingsmetode og er derfor ikke forkert. Data fra andre kommuner viser, at det er muligt at udsortere væsentligt mere biologisk nedbrydeligt affald.

Rapporten indeholder en bemærkning om, at det ikke er udelukket, at en større del af bioaffaldet potentielt kan udsorteres.

6.2 RDF

Udsortering af over 25 % af affaldsstrømmen til RDF (med høj brændværdi og dermed lav forureningsgrad) forekommer at være meget optimistisk, især da det udelukkende er baseret på udsortering fra erhvervsaffald og storskrald. Den udsorterede mængde svarer til over 90 % af affaldet fra serviceerhvervene, som må antages at være den væsentligste kilde. Det burde angives, hvad denne antagelse bygger på.

Af tabel 5.1 fremgår, at der for medforbrænding på kulkraftværk etc. regnes med indledende transport og forbehandling. Det bør være angivet, hvilken type af transport og forbehandling, der henvises til samt øvrige relevante forudsætninger, f.eks. i afsnit 5.14 samt enten 4.11 eller 4.14. Selvom det må antages at forbehandling henviser til tørringsprocessen, er det ikke angivet, om forbehandling alene henviser til denne proces eller der er andre processer.

7 Konklusioner

I rapportens sammenfatning listes rapportens "Samlede konklusioner". Disse konklusioner er identiske med en del af konklusionerne i rapportens konklusionsafsnit (afsnit 8). I sammenfatningen mangler dog en del af konklusionerne, eller de er sammenfattet, så de ikke længere er helt tydelige. Dette er ærgerligt, da de er væsentlige resultater af projektet. Da en stor del af rapportens læsere må formodes kun at læse sammenfatningen, burde samtlige delkonklusioner fremgå af sammenfatningen. Om ikke andet burde der i sammenfatningen henvises både til konklusionsafsnittet og til de forskellige delkonklusionsafsnit,

hvis man ønsker, hvis man ønsker flere detaljer og mere uddybning af konklusionerne.

I projektet sammenlignes både ny teknologi (KBK behandling, medforbrænding) og eksisterende teknologi (dedikeret affaldsforbrænding, energifremstilling). Dette giver forskel i kvaliteten af/usikkerheden på de anvendte data, hvilket kan påvirke resultaterne. Dette er kommenteret i rapporten, men burde også fremhæves i konklusionsafsnittet.

8 Data og beregninger

EDB-modellen EASEWASTE har været anvendt til at beregne miljøeffekterne af de enkelte scenarier. Denne model er dels baseret på data fra UMIP databasen (kvalitetssikrede data), dels anføres under de forskellige teknologier i modellen dokumentation vedrørende de anvendte data. Endvidere har vi forstået, at relevante medlemmer af affald danmark samt firmaet Solum har leveret data til scenarier og teknologibeskrivelser. Vi har ikke foretaget en kontrol af de anvendte specifikke data og de beregninger, der er gennemført i EASEWASTE.



Vurdering af elementer i rapporten "Miljøvurdering af affaldsforbrændingsalternativer"

Rapporten "Miljøvurdering af affaldsforbrændingsalternativer" har til formål at vurdere de miljømæssige konsekvenser af forskellige affaldsforbrændingsalternativer.

Sammenligningen er foretaget som en LCA analyse hvor forskellen mellem alternativerne beregnes for en række miljøpåvirkninger, som drivhuseffekt, forsurening, toksicitet m.v. Vigtige elementer i denne sammenligning er naturligvis affaldets sammensætning, forbrændingsteknologi, røgrensning, hvor godt energiproduktionen fra affaldsforbrændingen kan udnyttes og hvad denne udnyttelse kan medføre af reducerede emissioner på andre energiproducerende enheder.

Der sammenlignes tre hovedscenarier. I alle tre scenarier afbrændes den væsentligste del af affaldet på et traditionelt dedikeret affaldsforbrændingsanlæg med produktion af el- og varme. I scenarie 1 udtages der ikke affaldsfraktioner til anden behandling. I scenarie 2 udtages ca. 25% til medforbrænding, og 5% til genanvendelse. I scenarie 3 udtages ca. 10% til biogas/kompostering. Scenarie 4 er et kombinationsscenarie.

Ved medforbrænding antages det, at affaldsfraktionen erstatter kul én til én. Konsekvenserne ved indplacering af et nyt dedikeret affaldsforbrændingsanlæg vurderes på tre lokationer: Et centralt kraftvarmeområde (Århus), et decentralt område (Silkeborg-Viborg) og i Hovedstadsområdet. Beregningsåret er 2012.

Efter aftale med Hanne Johnsen, Affald Danmark skal nærværende evaluering kun fokusere på rapportens forudsætninger om hvordan affaldsforbrænding indgår i energisystemet og hvilke brændsler og emissioner der som konsekvens heraf kan indregnes som fortrængt på andre anlæg. Vurdering af emissioner fra forbrændingsprocesserne indgår ikke.

Til rådighed for evalueringen har været udkast til hovedrapport, bilagsrapport, notat fra Energistyrelsen 2008.04.09, notat fra DTU 2008,04,14 samt notat fra Energinet.dk om deklaration af fremtidigt elforbrug. Hertil kommer andet materiale, samtaler med Hanne Johnsen samt møde med projektgruppen på DTU den 19 maj 2008. Disse samtaler og møder har givet anledning til visse ændringer i rapporten, som jeg mener er tilfredsstillende.



Generelt om kraftvarme og kondens

En betydelig del af elproduktionen i Danmark og i Europa foregår stadig som kondensproduktion med virkningsgrader fra 35% - 45%. Kraftvarmeproduktion har totalvirkningsgrader på ca. 90% og er derfor mere brændselseffektivt. Da de centrale kraftvarmeverker har højere elvirkningsgrader end dedikerede affaldsforbrændingsanlæg, kan de producere mere af den effektive kraftvarme-el på et givet varmemarked. Derfor må det a priori forventes, at fortrængningseffekten er større ved medforbrænding til kraftvarmedrift på de centrale kraftværker, end ved afbrænding på dedikerede anlæg i centrale kraftværksområder.

Beregningsår

Beregningsåret er angivet som 2012. El- og kraftvarmesystemet er under forandring, og det ville være gavnligt med vurderinger der strækker længere ind i fremtiden, f.eks 2020 eller 2025.

CO₂ kvoter

Alle centrale kraftværker og en stor del af de decentrale naturgasfyrede kraftværker er underlagt det europæiske system for handel med CO₂ kvoter. Dette betyder i praksis, at ændret drift på disse anlæg, ifølge direktivoplægget, ikke påvirker den samlede CO₂ emission i Danmark eller i EU i perioden 2012 – 2020. Øget drift på et kvoteomfattet kraftværk, vil blot hæve kvoteprisen en anelse, hvilket medfører at emissionen fra et andet kvoteomfattet anlæg i EU reduceres tilsvarende.

I henhold til kvotedirektivet er dedikerede affaldsanlæg ikke kvoteomfattede, og emissioner fra disse anlæg påvirker dermed direkte de nationale forpligtelser, med CO₂ emissionen fra den fossile del af brændslet.

Det kan være en fornuftig beslutning indenfor rammerne af analysen at se bort fra kvotesystemet. Det ville dog være ønskeligt med en overordnet vurdering af konsekvenserne for Danmark ved indregning af kvotesystemet. Min vurdering er, at medforbrænding herved som hovedregel stilles mere gunstigt CO₂ mæssigt.

Marginal elproduktion

Energiområdet i Europa og i Danmark har siden 1990'erne gennemgået en liberaliseringsproces. Især på elområdet er liberaliseringen stærkt fremskredet, og kraftværkernes produktion styres i dag i høj grad af priserne i elmarkedet og af CO₂ kvotesystemet. Priserne i en gros elmarkedet afgøres i hver time som krydset mellem udbud og efterspørgsel. På udbudssiden er anlæggenes virkningsgrader, brændselspriser, CO₂ priser samt skatter og afgifter helt afgørende. Dette betyder konkret, at man kun vanskeligt kan vurdere hvilket anlæg eller hvilken anlægstype der er marginal. Det marginale anlæg er det anlæg der i en konkret time har udbudt den dyreste elektricitet, og derfor påvirkes hvis udbuddet fra f.eks affaldsforbrænding øges.



I langt de fleste timer, kan det marginale anlæg dog regnes som et kondensanlæg (anlæg uden varmeproduktion) med brunkul, kul, naturgas eller olie som brændsel. Det marginale anlæg vil være forskelligt fra nat til dag, fra sommer til vinter og også være afhængig af nedbørsmængderne i Norge, Sverige og Finland.

I rapporten er det valgt at anvende miljødeklaration for marginal elproduktion fra Energinet.dk. Det er i denne deklaration forudsat, at marginal elproduktion er dansk kulkraft. Som ovenfor nævnt vil den marginale elproduktion ofte ligge udenfor Danmarks grænse og afhængig af brændsels- og CO₂ priser, være baseret på andet end kul som brændsel.

I rapporten håndteres dette ved at beregne en følsomhed med naturgas som marginal elproduktion. Dette er tilfredsstillende, såfremt resultaterne fra denne følsomhed tydeligt angives.

Affaldets sammensætning

Affaldets sammensætning, herunder især forholdet mellem den fossile del og den vedvarende del har betydning for resultaterne. I denne sammenhæng er det bemærkelsesværdigt at der forudsættes en fossil andel der er betydeligt højere end de officielle tal (Energistyrelsen). Affaldets sammensætning synes dog velbegrunderet i de målinger og vurderinger der er foretaget.

Marginal varmeproduktion

I rapporten vurderes konsekvenserne ved øget produktion på dedikeret affaldsforbrændingsanlæg på tre lokaliteter. Konsekvensen er lavere varmeleverance på eksisterende anlæg. I det decentrale område giver dette samtidig anledning til reduceret naturgasfyret elproduktion, hvilket kompenseres ved øget marginal elproduktion. I Århus og København giver varmefortrængning anledning til øget kondensproduktion på lokale værker.

På samme måde som ved den marginale elproduktion, er den marginale varmeproduktion afhængig af priserne på brændselsmarkedet, CO₂ markedet og elmarkedet. For det decentrale område er der stigende tendens til, at spidslastkedler er i drift. Dette skyldes stigende naturgaspriser i forhold til priserne i elmarkedet. Efter mødet på DTU den 19 maj besluttede rapportens forfattere, at lade en betydelig del af affaldsvarmen i det decentrale område fortrænge naturgasfyret spidslast frem for kraftvarme, hvilket synes rimeligt.

Et andet spørgsmål der er relevant for det decentrale område er, om det dedikerede affaldsfyrede anlæg kan opnå en tilstrækkelig størrelse. I praksis kan etablering af et affaldsfyrede anlæg endvidere give anledning til at de økonomiske vilkår for det lokale naturgasfyrede kraftvarmeanlæg ændres betydeligt, hvorved også referencen ændres. Hvorvidt den valgte decentrale reference på denne baggrund er rimelig kan jeg ikke fuldt ud vurdere. Dette må komme an på en konkret økonomisk vurdering.



Medforbrænding

I medforbrændingsalternativet antages det, at affaldsfraktionen indfyres på et kulfyret værk. Det antages, at medforbrænding ikke øger driftstimerne. I praksis kan det kulfyrede værk dog få øgede driftstimer af økonomiske grunde. Hvis dette kun sker i begrænset omfang er antagelsen rimelig.

Det antages endvidere, at affaldet fortrænger kul én til én, baseret på brændværdien. Om denne antagelse er rimelig afhænger af priserne for kul, biomasse og CO₂, af forbrændingstekniske forhold, samt af kraftværkernes muligheder for at afsætte asken.

Én mulighed er, at biomasse i fremtiden er attraktiv at anvende for kraftværkerne, og at forbrændingstekniske forhold samt forhold vedrørende askeafsætning sætter grænsen. I denne situation vil medforbrænding af affald i praksis fortrænge biomasse.

Opsamling

De forudsætninger der er anvendt i rapporten og som jeg har vurderet, synes generelt at være rimelige. Dog ville følgende styrke vægten af konklusionerne:

- Vurdering af konsekvenserne senere end 2012, f.eks 2025, hvor Danmark lever op til sine internationale forpligtelser for CO₂ og for vedvarende energi.
- Følsomhedsvurdering, hvor CO₂ kvotesystemet indgår som rammen.
- Marginal elproduktion bør være Europæisk marginal og ikke dansk kulkraft (Dette er dog håndteret rimeligt ved følsomhedsberegning).
- Vurdering af risikoen for, at medforbrænding evt. fortrænger biomasse på de centrale værker, og ikke altid kul.

Hans Henrik Lindboe
Ea Energianalyse a/s
18 juni 2008